

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Környezettudományi Doktori Iskola
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

**NEHÉZFÉMEK KÖRNYEZETI VISELKEDÉSE ANTROPOGÉN
HATÁSOKRA MÓDOSULT KERTI TALAJOKBAN, SZEGED
PÉLDÁJÁN**

Doktori (PhD) értekezés

Szolnoki Zsuzsanna

Témavezető: Dr. habil. Farsang Andrea
Egyetemi docens

Szeged, 2014

TARTALOM

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK.....	4
II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	6
II.1. Talajok a városi ökoszisztémában.....	6
II.1.1. Városi talajok fogalma, kutatásuk történetének rövid áttekintése.....	7
II.1.2. Városi talajok tulajdonságai.....	10
II.2. Városi talajok nehézfém-szennyeződése.....	14
II.3. A közlekedés fémszennyező hatása.....	18
II.4. A városi kerti talajok sajátos helyzete, szennyeződésük lehetséges forrásai	21
II.5. Nehézfémek eredete a talajban, a geogén és antropogén elemtartalom elkülönítésének lehetőségei	26
II.6. Nehézfémek mobilitását-, növény általi felvehetőségét befolyásoló tényezők	29
II.7. Nehézfémek a talaj–növény rendszerben.....	33
III. A VIZSGÁLT TERÜLET JELLEMZÉSE.....	37
IV. MINTAVÉTELI ÉS VIZSGÁLATI MÓDSZEREK.....	40
IV.1. Mintaterület kijelölése	40
IV.2. Mintavétel	41
IV.3. Laborvizsgálati módszerek	43
IV.3.1. Talajminták és növéyminták előkészítése	43
IV.3.2. Talajminták alaptulajdonságainak vizsgálata	43
IV.3.3. Talajminták „összes” fémtartalmának vizsgálata	46
IV.3.4. Talajminták mobilizálható fémtartalmának vizsgálata.....	46
IV.3.5. Növéyminták fémtartalmának vizsgálata	48
IV.4. A kerti példaszelvények osztályozásának módszere.....	48
IV.5. Feldúsulási faktorok meghatározása	49
IV.6. Bioakkumulációs index számítása.....	50
IV.7. Eredmények kiértékelésének módszerei.....	51
V. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA ÉS ÉRTÉKELÉSE	52
V.1. Kerti talajok a városi „pufferzónában”.....	52
V.1.1. Városi kerti talajokat ért antropogén hatások.....	52
V.1.2. Városi kerti talajok alaptulajdonságai.....	53
V.1.3. A kerti példaszelvények bemutatása és jellemezése.....	56
V.1.4. A kerti példaszelvények besorolása a nemzetközi talajosztályozási rendszerbe.....	59
V.1.5. A városi kerti talajok antropogén módosulásának értékelése	61
V.2. Nehézfémek a városi kerti talajokban	62
V.2.1. Kerti talajok fémterheltsége	62
V.2.2. A nehézfém-koncentrációk alakulása a különböző kerttípusokban	66
V.2.3. A nehézfém-koncentrációk térbeli alakulása.....	67
V.2.4. A nehézfém-koncentrációk vertikális eloszlása a kerti talajokban	69
V.2.5. Nehézfémek feltalajbeli dúsulása a feldúsulási faktorok alapján.....	72
V.2.6. A vizsgált elemek közötti kapcsolat feltárása többváltozós statisztikai módszerrel	76
V.2.7. A kerti talajokban antropogén forrásból dúsuló fémek lehetséges forrásai.....	79
V.2.8. A városi környezetterhelés és a kertművelés együttes hatása a szegedi kerti talajok fémterheltségére ..	80
V.3. A mintavételi terek csoportosítása a nehézfémterheltség alapján	81

<i>V.3.1. Az egyes klaszterek jellemzése.....</i>	83
V.4. A kerti talajok nehézfém-pufferoló képességének értékelése	87
V.5. Nehézfémek potenciális mobilitása a kerti talajokban	90
V.6. A kerti talajokban termesztett zöldségek nehézfém-tartalma és a fémek mobilitása a talaj–növény rendszerben	94
VI. ÖSSZEFOGLALÁS.....	100
VII. SUMMARY.....	105
VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	110
IX. IRODALOMJEGYZÉK	111
MELLÉKLETEK.....	120

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A XXI. század elején, az urbanizáció fokozódása következtében a világ népességének már több mint a fele városokban, városi környezetben él. 2011-ben a Föld városlakóinak száma 3,6 milliárd volt, de ez a szám az Egyesült Nemzetek Szervezete (ENSZ) előrejelzései szerint 2050-re eléri majd a 6,3 milliárdot (United Nations, 2012). A 10 millió főnél nagyobb lakosságszámú, úgynevezett megavárosok száma is rohamosan növekszik: míg 1970-ben mindösszesen 2 megaváros létezett, addig 2011-ben már 23 nagyváros (köztük egy európai) „érdemelte ki” a megavárosi címet (United Nations, 2012).

Európában a városban és az ezekhez kapcsolódó elővárosokban élők aránya még nagyobb a világlátlagnál: az európai lakosság közel 75%-a él városi környezetben, de 2020-ra ez az arány elérheti akár a 80%-ot is (European Environmental Agency, 2006). Európában az elmúlt 50 évben bekövetkezett urbanizációt a városi területek növekedése, terjeszkedése is kísérte, a beépített területek aránya 12%-al nőtt az 1990 és 2000 között eltelt időszakban (European Environmental Agency, 2005).

A városi területek intenzív növekedése és az ott zajló antropogén tevékenységek mérhetetlen fokozódása a városi talajok nagymértékű átalakulását és elszennyeződését is magával vonja. A toxikus és potenciálisan toxikus nehézfémek – tipikus városi szennyezőanyagként – nagy mennyiségben halmozódnak fel a városok talajában. Perzisztens tulajdonságuknak köszönhetően ezen anyagok hosszú távú jelenlétével kell számolnunk, ami a városi lakosság egészségi állapotát is nagymértékben befolyásolhatja. A városi talajokból a nehézfémek közvetlen módon, a szennyezett porok inhalációjával, a talaj lenyelésével, vagy bőrön keresztül felszívódva, illetve közvetett módon, a szennyezett talajokon termett zöldségek és gyümölcsök elfogyasztása révén juthatnak az emberi szervezetbe. Ezért a városi talajok közül is kiemelt figyelmet érdemelnek a növénytermesztési funkcióval rendelkező kerti talajok.

A városi kerti talajok vizsgálatával a diplomamunkám kapcsán kezdtem el először foglalkozni, de ekkor még csak a gépjármű közlekedésre, mint potenciális nehézfém-szennyező forrásra fókuszálva vizsgáltam Szeged öt forgalmas útja mellett elhelyezkedő kertek talajának fémterheltségét. A kutatás közben azonban nyilvánvalóvá vált számomra az, hogy a kerti talajok esetében a városi környezetterhelés és a kertművelés kumulatív fémszennyező hatásával, valamint e kerteket érő antropogén hatásokra bekövetkező talajmódosulásokkal is számolnunk kell. Ezért doktori kutatásom során célul tűztam ki, hogy komplex képet kapjak a zömében a technogén belvárosi talajok és a városokat övező természetes talajok közötti átmeneti zónában („városi pufferzónában”) elhelyezkedő kerti talajokról, nagy hangsúlyt helyezve e talajok nehézfém szennyezettségére és az ebből eredő esetleges káros hatásokra. Vizsgálatom színhelyéül Magyarország harmadik legnépesebb városát, Szegedet választottam, ahol – sok más magyar és európai nagyvároshoz hasonlóan – növénytermesztési funkcióval rendelkező talajok zömében a belvárostól távolabb, a külső városrészekben találhatók, így Szeged jól reprezentál más, nehéziparral nem rendelkező, hasonló méretű magyar és európai városokat is.

A doktori kutatásommal kapcsolatos céljaimat a következő pontokban foglalom össze:

- Céлом felmérni azt, hogy az urbanizáció és a kertművelés együttes hatása milyen mértékben módosítja a Szeged „pufferzónájában” elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező kerti talajok fizikai és kémiai tulajdonságait, talajtani besorolásukat meghatározó bélyegeit.
- Céлом továbbá a kertekben feltárt példaszelvényeket – helyszíni és laboratóriumi vizsgálatot követően – a nemzetközi korrelációs talajosztályozási rendszerbe, a „Világ Talaj Referenciabázisba” (World Reference Base for Soil Resources, WRB) besorolni.
- Céлом a kerti talajok nehézfém-szennyezettségének vizsgálata mellett, feldúsulási faktorokat, egy- és többváltozós statisztikai módszereket, valamint a fémkoncentrációk vertikális és horizontális eloszlásának vizsgálatát együttesen alkalmazva elkülöníteni a kerti talajokban antropogén forrásokból dúsuló fémek körét, valamint megadni ezek forrásait azért, hogy a városi környezetterhelés és a kertművelés kumulatív nehézfém-szennyező hatásának mértéke megítélhető legyen.
- Továbbá célom a nehézfémterheltség szempontjából hasonló kerteket többváltozós statisztikai módszert alkalmazva csoportosítani azért, hogy a létrejött csoportok részletesebb vizsgálatával pontosabb képet kaphassak a kerti talajok fémterheltségét befolyásoló tényezőkről.
- Céлом a nehézfémek mobilitását, így növény általi felvehetőségét nagymértékben befolyásoló talajtulajdonságok vizsgálatával és értékelésével felmérni az antropogén hatásokra módosult kerti talajok nehézfém-pufferoló képességét.
- Céлом továbbá szekvenciális feltárás segítségével megbecsülni az egyes elemek mobil (növények számára könnyen felvehető) és potenciálisan mobilizálható fémhányadait, valamint feltárni az e téren tapasztalható különbségeket az antropogén- és geogén eredetű fémek között.
- Végül, de nem utolsó sorban célom a városi kerti talajokon gyakran termesztett zöldségfélék nehézfémtartalmának vizsgálatával felmérni, hogy a különböző zöldségek milyen mértékben képesek az egyes elemeket ténylegesen akkumulálni a városi kerti talajokból, mivel a toxikus fémek esetleges egészségkárosító hatása csak ennek ismeretében becsülhető meg, valamint célom bioakkumulációs indexek segítségével értékelni a fémek mobilitását a talaj–növény rendszerben.

II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

II.1. Talajok a városi ökoszisztémában

A városi területhasználat, a hozzá kapcsolódó infrastruktúrával együtt, minden eddigénél nagyobb mértékben formálja át a tájat és gyakorol hatást a környezetre: a talajok mesterséges felszínekkel történő lefedése, a városokban koncentráltan jelentkező gépjármű közlekedés, a zajterhelés, a nyersanyagok felhasználása és a keletkezett hulladékok elhelyezése, valamint a környezetszennyezés mind hozzájárulnak a városi környezet nagymértékű átalakításához. A város tehát olyan, a természetes ökoszisztémákhoz képest megváltozott, sajátos funkciókkal rendelkező ökológiai rendszert alkot, melyben az emberi tevékenységek hatása fokozottan érvényesül (Mezősi et al., 2007). A városi ökológiai paraméterekben bekövetkező változások, mint például a felszínborítás és energiafelhasználás eredményeként kialakuló városi hősziget jelensége, a városi régió megváltozott hidrológiai viszonyai, vagy éppen a városi légtér megnövekedett szennyezőanyagai miatt megváltozott csapadékvizszo-nyok, jól leírt és széles körben tanulmányozott jelenségek (Pickett et al., 2008).

1. táblázat. A természetes talajokra jellemző funkciók és a városi talajok hasznos funkciói (Várallyay, 1997; Lehmann, 2006; Lehmann, Stahr, 2007)

Természetes és természet közeli talajok funkciói (Várallyay, 1997)	Városi talajok hasznos funkciói (Lehmann, 2006; Lehmann, Stahr, 2007)
<ul style="list-style-type: none"> • Feltételesen megújuló természeti erőforrás. • A többi természeti erőforrás (sugárzó napenergia, légkör, felszíni és felszín alatti vízkészletek, biológiai erőforrások) hatásának integrátora, transzformátora, reaktora. A primer biomaszatermelés alapvető közege, a bioszféra primer tápanyagforrása. • Hő, víz és növényi tápanyagok természetes raktározója. • A talajt érő, természetes vagy emberi tevékenység hatására bekövetkező stresszhatások puffer közege. • A természet hatalmas szűrő- és detoxikáló rendszere. • A bioszféra jelentős gén-rezervoárja, a biodiverzitás nélkülözhetetlen eleme. • Földtörténeti és történelmi örökségek hordozója. 	<p>A városi talajok megújuló energiaforrás biztosításával kapcsolatos funkciói</p> <ul style="list-style-type: none"> • Zöldséget, gyümölcsöt biztosít a városi élelmiszerellátás számára • Folyamatosan megújuló talajvizet nyújt a vízellátó rendszereknek <p>A városi talajok infrastruktúrához fűződő funkciói</p> <ul style="list-style-type: none"> • Közeget biztosít az alternatív esővíz menedzsment számára • A rekreációs és sport tevékenységek helyszíné-ént szolgál <p>A városi talajok katasztrófa elhárításban nyújtott funkciói</p> <ul style="list-style-type: none"> • Magába szívott víz által elősegíti az esővíz-, illetve árvízvédelmet • Lebontja a szerves szennyezőket (pl. üzemanyag) a talajban élő mikroorganizmusok segítségével • A szennyezőanyagokat visszatartja, immobilizálja <p>A városi talajok környezeti minőség biztosításához, illetve kulturális örökségre vonatkozó funkciói</p> <ul style="list-style-type: none"> • Csapdál szolgál a belélegezendő levegőben levő por számára, mely által csökkenti annak mennyiségét • A szén megkötése által csökkenti a légkörben levő CO₂ koncentrációját • Puffereli a hőmérséklet- és nedvessé- gviszonyokat, főként a párologtatás általi hűtésen keresztül • Közegül szolgál a ruderalis növényzet, valamint a nyilvános és magán „zöld területek” számára • Östörténeti, illetve történeti archívumként szolgál

A városi területek terjeszkedésével és fejlődésével a talajok tulajdonságai is nagymértékben módosulnak, a talajok átalakulnak, melynek következtében a városi talajok nem, vagy csak

korlátozottan képesek eleget tenni a természetes talajokra jellemző funkcióknak (1. táblázat). Ez egyértelműen megnyilvánul például a városi talajok tömörödésének (kompakciójának) következményeként kialakuló funkciócsökkenésben, amikor is a kompakt talajok biodiverzitása és vízáteresztő képessége is lecsökken, ami a talajok mesterséges felszínekkel történő lefedése esetén még kifejezettebbé válik.

Amellett azonban, hogy a városi talajok a természetes talajokra jellemző funkciókat nem képesek maradéktalanul betölteni, számos egyéb, a városi területhasználat által „létrehívott” hasznos funkciót látnak el (Lehmann, Stahr, 2007; Lehmann, 2010). Ezeket a hasznos talajfunkciókat négy nagyobb csoportba lehet osztani (Lehmann, 2006): (1) a városi talajok katasztrófa elhárításban nyújtott funkciói, (2) megújuló energiaforrás biztosításával kapcsolatos funkciók, (3) a városi talajok infrastruktúrával kapcsolatos funkciói, valamint (4) a környezeti minőség kialakításával és a kulturális örökséggel kapcsolatos funkciók (1. táblázat).

Mindamellett, hogy e talajok számos hasznos funkció ellátására képesek, veszélyforrást is rejthetnek magukban. Ezért nagyon fontos, hogy tudatában legyünk a városi talajok nyújtotta előnyök mellett a belőlük eredő kockázatokkal is, melyek a következők (Lehmann, 2006):

- A talajvíz elszennyeződése
- Szennyezett talaj közvetlen, vagy közvetett (pl. szennyezett talajon termett zöldségek) szervezetbe jutása, valamint a szennyezett porok belélegzése következtében fellépő egészségkárosodások
- Nyomgázok emissziója a klímaváltozással összefüggésben
- A korlátozott beszivárgás következtében kialakult földcsuszamlások és árvizek okozta károsodások épületekben, utakban és az infrastruktúra egyéb elemeiben

II.1.1. Városi talajok fogalma, kutatásuk történetének rövid áttekintése

Azt felismerve, hogy a város élete és a városban élők életminősége is nagyban függ a városi talajok minőségétől és állapotától, az utóbbi években e talajok kutatása és menedzsmentje is egyre nagyobb hangsúlyt kap a fokozatosan növekvő urbanizáció miatt.

A városi talajok kutatása viszonylag fiatal múlttal rendelkezik, hiszen a talajtani kutatók érdeklődése az 1970-es évektől kezdve fordult fokozatosan a városi talajok irányába, ettől kezdve folyamatosan szaporodtak a témával foglalkozó munkák (Norra, Stüben, 2003), aminek következtében e téma mára széles körű szakirodalommal rendelkezik. A városi talajokkal foglalkozó kutatások alapján véve kétféle megközelítésből vizsgálják a városi talajokat, melyek kölcsönösen kiegészítik egymást. Az egyik megközelítés e talajok genetikáját és az ökoszisztémában betöltött szerepét vizsgálja, míg a másik a szennyezettségükkel és ennek életminőségre gyakorolt negatív hatásaival foglalkozik (Norra, Stüben, 2003).

Az első ismert városi talajokkal foglalkozó munka Ferdinand Senft (1847) nevéhez fűződik, aki először tett említést az antropogén városi talajokról és azok toxikus hulladékok következtében lecsökkent termékenységéről a városi, ipari és bányászati területek talajairól szóló

könyvében. Ezt követően csaknem száz év telt el, míg 1951-ben a németországi Bottrop városban elkészült az első városi talajtérkép, melyen különböző talajtípusokat különítettek el a talajhasználat alapján, majd 1963-ban Zemlyanitsky Moszkva talajainak fizikai és kémiai tulajdonságait írta le. Ezt követően az 1970 években számos német és amerikai talajkutató kezdte vizsgálni az antropogén városi talajok tulajdonságait, majd 1982-ben Berlinben megtartották az első nemzetközi városi talajokról szóló szimpóziumot is (Lehmann, Stahr, 2007). A kilencvenes évek elején pedig megjelent az első, városi talajokról szóló kompendium, „Talajok a városi környezetben” (Soils in the Urban Environment) címmel (Bullock, Gregory, 1991).

A városi talajok fontosságának elismeréséről tanúskodik az is, hogy 1998-ban, a franciaországi Montpellier-ben zajló Talajtani Világkongresszuson megalapították a Nemzetközi Talajtani Társaság (International Union of Soil Science, IUSS) városi és ipari talajokkal foglalkozó munkacsoportját (Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, SUITMA) (Rossiter, 2007). A SUITMA munkacsoport 2000-ben megrendezte első önálló nemzetközi konferenciáját Essenben, majd azt követően minden második évben (Nancy: 2003; Kairó: 2005; Nanjing: 2007; New York City: 2009). A legutóbbi, sorban a hatodik SUITMA konferenciát a marokkói Marrakesh-ben tartották 2011-ben, ahol csaknem 100 antropogén talajokkal foglalkozó kutató 45 tudományos előadást és csaknem ugyanennyi posztert mutatott be (Dickinson et al., 2013).

Talajosztályozási szempontból mérföldkőnek számított, hogy a 2006-ban megjelent Nemzetközi Talajosztályozási Rendszer (World Reference Base for Soil Resources, WRB 2006) az antropogén városi talajok elkülönítését egy önálló talajcsoportban, a Technosolok (FAO et al., 2006) referencia csoportban tette lehetővé.

A városi talajokat többen definiálták: Bockheim (1974) definíciója szerint a városi talajok nem mezőgazdasági jellegű, urbán vagy szuburbán térségben elhelyezkedő, emberi tevékenység hatására módosult talajok, melyek több mint 50 cm vastag olyan felszíni réteggel rendelkeznek, amely felszíni keveredés, feltöltés, vagy szennyeződés eredményeként jött létre. Craul (1985) továbbgondolva Bockheim definícióját arra a következtetésre jutott, hogy a városi talajok legalább a talajprofil egy részében emberi tevékenység hatására módosított talajanyagot tartalmazó, vagy esetleg teljes egészében feltöltésből álló talajok. A keverés, feltöltés vagy szennyezés következtében létrejött talajanyag tulajdonságaiban és megjelenésében is eltér az adott talaj természetes megfelelőjétől. Hollis (1991) az általános talaj definíciót, miszerint „a talaj a Föld felszínén elhelyezkedő konszolidálatlan ásványi vagy szerves anyag, mely képes a növény táplálásra” városi talajokra is kiterjesztve így módosította: „a talaj a Föld felszínén elhelyezkedő konszolidálatlan ásványi vagy szerves anyag, mely potenciálisan képes a növény táplálásra”. Ez a definíció magába foglalja azokat a városi talajokat is, melyek jelen állapotukban nem képesek növények termőhelyéül szolgálni például a szennyezettségük és toxikusságuk miatt (Hollis, 1991).

A városi területen elhelyezkedő összes talaj érintett valamilyen szinten az emberi tevékenységek által (Rossiter, 2007). Az egyik szélsőség, amivel városi területen találkozhatunk a teljes egészében antropogén talajok (Sobocka, 2003), melyek kialakulásában az emberi

tevékenység, mint talajképző tényező, volt a meghatározó faktor. A másik szélsőség a természetes, vagy közel természetes állapotú városi talajok, amelyek mentesek ugyan a nagyfokú emberi zavarástól, de a szennyezett városi porok kiülepedése által érintettek (Rossiter, 2007).

Lehmann és Stahr (2007) szerint tágabb értelemben véve a *városi talajok* közé sorolhatók az (1) antropogén belső városi talajok, (2) az antropogén külső városi talajok és a (3) természetes városi talajok is. Az *antropogén belső városi talajok* a város közigazgatási határán belül elhelyezkedő, emberi tevékenységek (közlekedés, ipar, háztartások stb.) hatására erősen módosult, nagy mennyiségű műterméket¹ tartalmazó talajok, míg a tágabb értelemben használt *külső városi talajokhoz* azok a város határán kívül elhelyezkedő talajok tartoznak, amelyek kialakulásában a város környékén zajló, a város életét elősegítő emberi tevékenységek (bányászat, infrastruktúra, ipar, építkezések stb.) játszanak szerepet. A *természetes városi talajokhoz* pedig egyes zavarásmentes városrészek talajai, vagy az igen fiatal városok bizonyos talajai sorolhatók. Lehmann és Stahr (2007) az *antropogén városi talajokat*, melyek az antropogén belső és külső városi talajokat is magukba foglalják, zavartságuk mértéke alapján tovább osztályozták:

- *Ember által befolyásolt talajok* (Man-influenced soils): Műterméket nem, vagy csak kis mennyiségben tartalmazó, átkevert talajszintekkel rendelkező talajok, melyek eredeti helyükről kiásott, elszállított és azt követően e talajokba bekevert anyagokból épülnek fel, következésképpen az eredeti talajanyagtól öröklött tulajdonságokat tükröznek és csak nagyon gyenge in situ talajfejlődést mutatnak.
- *Ember által átalakított talajok* (Man-changed soils): Erősen rétegzett, általában lúgos kémhatású, nagy mennyiségű szerves anyagot és durva törmeléket tartalmazó talajok, melyek gyakran mutatnak szabálytalan és ferde rétegződést, ugyanakkor az egyes rétegek kora általában a mélységgel növekszik. Jellemzően a jelenkori feltalaj és az alatta fekvő egykori feltalaj rétegek is nagy mennyiségű városi port és egyéb mállásterméket tartalmaznak. E talajok is túlnyomórészt öröklött tulajdonságokat mutatnak, és gyakran többé-kevésbé áthatolhatatlan mesterséges réteggel borítottak.
- *Ember által létrehozott talajok* (Man-made soils): Főként műtermékből, vagy antropogén anyagokból (törmelék, hamu, salak, szemét) álló, gyakran mesterséges fedőréteg alatt elhelyezkedő talajok, melyek nem mutatnak talajfejlődést és tulajdonságaikat főként a mesterségesen létrehozott alapkőzet határozza meg.

¹ A WRB (FAO et al., 2006) definíciója szerint a műtermékek (Artefacts) olyan szilárd vagy folyékony anyagok, amelyek az ipari vagy kézműves tevékenységek eredményei **vagy** emberi tevékenység által olyan mélységből felszínre hozott termékek, ahol eddig nem voltak kitéve a felszíni folyamatoknak és jelenleg más környezeti feltételek közé kerültek.

II.1.2. Városi talajok tulajdonságai

Az urbanizáció hatására a városok taljai nagymértékben átalakulnak, tulajdonságaik megváltoznak, mely városi talajokra jellemző változásokat a következőben lehet összefoglalni (Craul, 1985; Simpson, 1996):

- A talaj, mint természeti erőforrás irreverzibilis átalakulása a beépítés és az eltemetés következtében
- A talaj vertikális és horizontális változékonyságának megváltozása
- A talajszerkezet károsodása, leromlása
- A fedetlen talajfelszíneken kompakt, gyakran vízzáró réteg kialakulása
- Korlátozott átlegezőzés és vízelvezetés
- A talajban élő organizmusok aktivitásának csökkenése
- A szerves anyag lebomlási sebességének és a tápanyag feltáródás ütemének megváltozása
- Módosult, gyakran emelkedett talajreakció (pH)
- Különböző antropogén anyagok (tégla, építkezési törmelék, üveg, szemét stb.) megjelenése a talajokban
- A talaj szennyeződése: szerves- és szervetlen szennyezőanyagok felhalmozódása

Talajok beépítése, felszíni lefedése: A városokban zajló építkezések következtében a városi talajok nagy része teljesen eltűnik, áthelyeződik vagy eltemetődik, ami az urbanizáció talajokra kifejtett legdrasztikusabb hatásának tekinthető. A városi területek átlagosan közel 70%-a beépített terület, így a lakó- és középületek alatt a városi talajok jelentős hányada eltemetődik (Simpson, 1996). Az utak, járdák és terek nem vízáteresztő anyagokkal (pl. aszfalt, beton) történő lefedése esetén is csaknem teljesen korlátozódik a talajok vízbeszivárgása és gázcsereje. A városi területek felszíni lefedettségének aránya a különböző területhasználatú területeken nem egységes (Wessolek, 2008). A talajfelszín borítottsága a belvárosi területeken megközelítheti a 80–100%-ot, míg a külső városrészekben és kertvárosi területeken a szabad talajfelszín aránya magasabb (2. táblázat).

2. táblázat. A talajfelszín borítottságának aránya a különböző funkciójú városrészek esetén (Farsang, Puskás, 2007)

Talaj borítottsága	Talajborítottság foka	Jellemző területhasználat
0–15%	Alacsony	Mezőgazdasági terület, erdő, park, temető, repülőtér, sportpálya
10–50%	Mérsékelt	Falusi, kertvárosi beépítettség
45–75%	Közepes	Sorházas beépítettség
70–90%	Erős	Sűrűn beépített blokkházas városrész, ipari park
85–100%	Nagyon erős	Városközpont

Városi talajok változékonysága: A városi talajok egyik jellegzetessége, hogy mind térben, mind pedig időben nagyon változékonyság az őket formáló emberi tevékenységek következtében

(Craul, Klein 1980; Craul, 1985; Effland, Pouyat, 1997). A közel természetes állapotú talajfoltok és a különböző mértékben módosult talajok térben igen keverten jelennek meg, nem ritka, hogy akár egy utcán belül is két teljesen különböző talajszelvénnel találkozhatunk (Craul, 1985). E talajok időben is nagy változékonyságot mutatnak, hiszen akár néhány óra alatt is átalakulhatnak például az építkezések vagy utak építésének következtében (Effland, Pouyat, 1997). Schleuß és munkatársai (1998) a németországi Eckernförde talajait vizsgálva szintén a városi talajok térbeli változékonyságára hívják fel a figyelmet, és arra, hogy a városi talajok mintázata nagyban függ az antropogén beavatkozásoktól. Megállapítják, hogy a külső városrész talajai igen változatos tulajdonságokkal rendelkeznek, mivel ezek természetes és antropogén anyagokat egyaránt tartalmaznak. Ellenben a belső városrészek talajai kevésbé heterogének, mivel az itt található talajok szinte teljes egészében antropogén anyagokból (tégla, szemét, építkezési törmelék, hamu stb.) tevődnek össze. A nagyvárosi területeken a zavarásmentes talajok területi részaránya egyre inkább növekszik az erősen fejlett városközpontoktól a külvárosi, kevésbé fejlett területek felé haladva (Effland, Pouyat, 1997). Puskás (2008) Szeged és környékének talajait vizsgálva megállapítja, hogy a belvárostól a külterületek felé haladó szegmens mentén feltárt talajszelvények antropogén módosulásának mértéke fokozatosan csökken. Míg a belvárosi szelvényekre az erős technogén eredet, műtermékek nagy részaránya, mesterséges fedőréteg stb. jellemző, addig a város környéki talajok a természetes talajokra közel jellemző tulajdonságokat mutatnak. A városközpont antropogén szelvényei és a város környéki közel természetes talajok közötti átmenetet a külvárosi városrészek „vegyes” szelvényei képviselik, melyekben az antropogenitás mértéke némiképp tompul, antropogén és természetes tulajdonságokkal is rendelkeznek. Craul és Klein (1980) a Syracuse város út menti zöldterületek talajait vizsgálva arra a következtetésre jutnak, hogy e talajok a természetes talajokra nem jellemző, vertikális változékonysággal rendelkeznek a talajprofil mentén, vagyis a feltöltésből származó antropogén rétegek között igen éles átmenetek figyelhetők meg, melyek eltérő tulajdonságokat (pl. pH, szervesanyag-tartalom, átlevegőzőttesség, térfogattömeg, talajszerkezet) mutatnak. Megállapítják, hogy a kevésbé sűrűn lakott külvárosi városrészek feltárt talajszelvények közel hasonló tulajdonságokkal jellemezhetők, mint a város környéki, természetes talajok.

Talajszerkezet károsodása, talajtömörödés: A természetes talajok felső szintje általában laza, térfogattömegük kicsi a jó talajszerkezet, a magas szervesanyag-tartalom, a talajlakó állatok és növényi gyökök lazítóhatása, a fagyás-olvadás és átnedvesedés-kiszáradás okozta lazítóhatás következtében (Simpson, 1996). A városi területeken ezzel szemben számos olyan tevékenység zajlik, mely a talajszerkezet leromlását eredményezi: a legtöbb városi talaj bolygatott vagy áthelyezett, mely a már kialakult talajszerkezet leromlását vagy megszűnését eredményezi, és az alacsony szervesanyag-tartalom sem kedvez a talajszerkezet kedvező átalakulásának (Craul, 1994). A városi talajok a legkülönbözőbb nedvességi állapotukban is ki vannak téve a közlekedés és más nyomóerők (pl. taposás, nehéz munkagépek) talajtömörítő hatásának, mely e talajok térfogatszázalékának csökkenéséhez, a talajszerkezet negatív irányban történő átalakulásához és végül a talajok kompaktációjához vezet (Craul, 1985). Patterson és munkatársai (1980) a talajtömörödés negatív következményeit a következőkben foglalják össze:

a pórustérfogat csökkenése, a növények által elérhető nedvességtartalom csökkenése, a talajok víztartó képességének romlása és a talajlevegő oxigéntartalmának redukálódása. Az ismétlődő nyomóerők hatására (pl. sportpályákon) a levegő kiszorul a talaj felső részéből, melynek következtében annak térfogattömege megnövekszik. Az $1,6 \text{ g/cm}^3$ térfogattömeg határértéknek tekinthető, hiszen az ennél magasabb térfogattömegű talajrétegek esetén a növényi gyökök behatolási képessége korlátozódik (Mullins, 1991). Short és munkatársai (1986) például egy washingtoni park területén megnövekedett, átlagosan $1,74 \text{ g/cm}^3$ térfogattömeget mértek a talaj felső 30 cm-es részében (Mullins, 1991). Craul és Klein (1980) a városi talajok felszín alatti rétegeiben is magasabb értékeket mértek ($1,71\text{--}1,84 \text{ g/cm}^3$), mint a természet közelebbi talajokban ($1,39\text{--}1,7 \text{ g/cm}^3$). Craul (1985) a New Yorkban található Central Park zavarásmentes feltalaját $1\text{--}1,34 \text{ g/cm}^3$, míg altalaját $1,52\text{--}1,96 \text{ g/cm}^3$ térfogattömegűnek találta.

Kompakt, vízzáró réteg kialakulása: A városi területek fedetlen talajfelszínein gyakran alakul ki kompakt, sokszor vízzáró réteg a talaj felső néhány centiméterén belül, melyet a nagyfokú taposás, a gépjárművek kerekeinek nyomóhatása, a növényi vegetáció hiánya és az esőcseppek fékezetlen becsapódásának kinetikus energiája együttesen eredményez. Ehhez hozzájárul még az is, hogy az apró, esőcseppek által szétütött talajszemcsék eltömítik a nagyobb pórusokat. Mindezek következtében a kompakt felszín a talajok vízáteresztő képességét kritikusán befolyásolja és a talajlevegő diffúzióját is erősen korlátozza (Craul, 1985).

Szerves anyag képződés- és tápanyag feltáródás megváltozása: A városi talajokban a szerves anyag körforgalom korlátozott, hiszen a fontos tápanyagokat (nitrogén, foszfor, kén) tartalmazó növényi (levelek, ágak, avar) és állati maradványokat összegyűjtik, és hulladékként eltávolítják a városi talajokról, vagy a stressz hatások következtében a növények eleve kevesebb biomasszát termelnek a városi területeken (Craul, 1985). Mivel a legtöbb talajban élő szervezet számára a szerves anyag szolgáltatja az energiát, annak hiánya a talajorganizmusok számának csökkenését vagy aktivitásuk mérséklődését eredményezheti. De nemcsak a szerves anyag hiánya, hanem a kompakció és talajborítás következtében kialakuló rossz levegőgazdálkodási és vízgazdálkodási viszonyok is a talajfauna aktivitásának csökkenéséhez vezethetnek (Craul, 1985). Beyer és munkatársai (1996) Kiel különböző korú városrészeiben vizsgálták a talajminták szervesanyag-tartalmát és annak minőségét. Azt találták, hogy a városi erdőből származó feltalajminták szerves anyagának minőségi összetétele nagyban eltér a savanyú erdőtalajokban megszokottaktól, sokkal kevesebb fulvosavat tartalmazott, ami a városi erdőtalajban mért magasabb kémhatásnak lehet a következménye. Rostock városi talajainak szervesanyag-összetételét vizsgálva Beyer és munkatársai (2001) szintén hasonló eredményekhez jutottak. A városi talajminták kevesebb fulvosavat és huminsavat, valamint több, nagyobb molekulájú huminanyagot tartalmaztak, mint a természetes talajok.

A városi talajokban gyakran a tápanyagok feltáródása is korlátozott. White és McDonell (1988) New York város erdejének talajait vizsgálva alacsony nitrogénfeltáródást és nitrifikációs rátát mértek. A nitrogén feltáródás üteme a városi erdő talajának „A” szintjében 53%-kal volt alacsonyabb, mint a vidéki talajokban, melyhez a városi minták extrém hidrofób tulajdonsága is társult.

A tápanyagok utánpótlása és a szerves anyagok felhalmozódása egyes városi talajokba azonban jelentős lehet. A városi művelt területeken, parkokban, kiskertekben gyakran alakul ki sötét színű, szerves anyagban és foszfátban gazdag felszíni réteg, melyet a különböző szerves trágyák és komposztok hosszú ideig történő talajba keverése eredményez (Bridges, 1991).

Gyakran előfordul, hogy a városi talaj nincs kapcsolatban az eredeti talajképző kőzettel, ami akadályozza, hogy a talaj részesüljön az ásványi mállástermékekből felszabaduló tápanyagokból. E talajokban jelen lévő nagy mennyiségű építkezési törmelékek mállása viszont hasznos lehet a tápanyagháztartás szempontjából, de a fellépő ioneltolódást problémaként kell kezelni (Craul, 1985).

A növényi mikrotápanyagok hiánya nem, inkább túl nagy mennyisége okozhat stresszhelyzetet a városi növények számára, hiszen az ipari forrásokból, fémtartalmú hulladékokból, légköri ülepedésből ezek az anyagok (a nem esszenciális anyagokkal együtt) nagy mennyiségben kerülnek a városi talajokba (Pulford, 1991).

Módosult talajreakció: A városi területek talajaiban általában magasabb pH értékeket mérhetünk, mint a város környéki talajokban (Craul, Klein, 1980; Craul, 1985; Bidló et al., 2012a; Horváth et al., 2013a). Bockheim (1974) ennek magyarázataként három lehetséges dolgot emel ki: az (1) utak jégmentesítésére használt kalcium- és nátrium sók alkalmazásának hatását, (2) a városi növényzet öntözésére használt kalciumban gazdag öntözővizek jelentőségét, valamint (3) a városi talajokban jelen lévő építkezési törmelékek (vakolat, cement, gipsz) mállása során felszabaduló kalcium szerepét. Craul és Klein (1980) Syracuse út menti talajait vizsgálva emelkedett pH értékekről tájékoztatnak a talajba bekevert különböző mésztartalmú antropogén rétegek következtében. Az út menti szelvények pH értékei 6,6 és 9 között alakultak, míg a város környéki szelvényekben a pH 5,1 és 8,4 között változott.

Antropogén anyagok megjelenése a városi talajokban: A középkori városokban az építkezésekhez csak vályogot, és biológiailag lebomló anyagokat (fa, nád) használtak, továbbá a keletkezett, szintén lebontható szemetet és ételmaradékokat az utcára kihajigálták. Így a városok egészen a XIV. századig csak olyan hulladék-anyagokat „termeltek”, melyek csak kevés műterméket eredményeztek és visszakerülve lebomlottak a városi talajokban (Bridges, 1991). Az ipari forradalom után aztán a város által termelt hulladékok mennyisége rohamos mértékben növekedni kezdett, és összetétele is nagymértékben megváltozott, ami különféle antropogén anyagok városi talajokba keveredését eredményezte (Bridges, 1991).

A nagyvárosok jelentős részében nagy arányban találkozhatunk ember által létrehozott talajokkal, melyek nagy mennyiségű szilárd antropogén anyagokat (vakolat, fa és papír, üveg, műanyag, cserép, fém, aszfalt, szerves hulladék) tartalmaznak. Ezek az anyagok bekerülve a talajokba megváltoztatják annak fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait is (Craul, 1985). A történelem-előtti időktől kezdve napjainkig a leggyakoribb hulladék-anyagok, melyek a talajban találhatóak, az épületekből származnak. A külvárosi területeken az építkezési anyagok maradványaival (téglatörmelék, tetőcserép, üvegdarabok, csővezetékek darabjai, kábelek, szigetelő anyagok, betondarabok) gyakran találkozhatunk, melyek sokkal tartósabbak és ellenállóbbak, mint az előző századokban építkezésre használt vályog-tégla és nád (Bridges,

1991). Az idősebb, belvárosi területeken ezek az anyagok gyakran nem csak a talajba bekeverve, kis mennyiségben találhatók meg, hanem a régi épületek ledózerolásával szinte csak az építkezési törmelékek képezik a felszínt. Blume (1989) e technogén üledéken képződött (vagy technogén üledékből álló) talajok osztályozásával kapcsolatban arra hívja fel a figyelmet, hogy nem mindegy hogy a technogén üledékek képződését antropogén talajképző folyamatnak, vagy csak antropogén litogenezisnek tekintjük. Schleuß és munkatársai (1998) szerint az antropogén zavarás mértékétől függően (pl. épületek építése, talajfelszínnek egyengetése vagy feltöltése, hulladékok elhelyezése) a városi talajok gyakran tartalmazhatnak különféle antropogén anyagokat, mint például téglát, vakolatmaradványokat, kőtörmeléket, hamut, salakot és szemetet, de ezek az anyagok képezhetik a talajok fő tömegét is, mint például a belvárosi területeken. Gyakori, hogy ezek az antropogén anyagok keverten jelennek meg az áthalmozott természetes anyagokkal, mint például az iszap vagy a homok.

A talajokba kevert különféle antropogén anyagok bomlási melléktermékei, különösen a gázok, károsak vagy toxikusak lehetnek a növények vagy állatok számára, és így a talajlakó organizmusok számát és aktivitását is negatívan befolyásolhatják (Craul, 1985).

A városi talajok szennyeződése: A városi talajokban különféle szerves- és szerves szennyezőanyagok, valamint ezek bomlástermékei halmozódhatnak fel. Ezen anyagok közül a nehézfémek tipikus városi szennyezőanyagoknak tekinthetők, melyek részletes áttekintésére a következő fejezetben kerül sor.

II.2. Városi talajok nehézfém-szennyeződése

Az emberi tevékenységek, mint például a települési, ipari, kereskedelmi és mezőgazdasági tevékenységek hatására napi rendszerességgel kerülnek ki különféle szerves- és szerves szennyezőanyagok a környezetbe. A nehézfémek, melyek biológiailag nem bonthatók le és így a talajokban és az élő szervezetekben felhalmozódni képesek, az utóbbi évtizedekben a tudományos érdeklődés középpontjába kerültek, hiszen nyilvánvalóvá vált, hogy e toxikus anyagok koncentrációja rendellenes mértékben megnövekedett különösen az ipari körzetek és a városok talajában (Csathó, 1994). A városokban koncentráltan jelentkező gépjármű közlekedés, a háztartások fűtése, a háztartási- és ipari hulladékok kontrollálatlan elhelyezése, valamint az ipari forrásokból származó emisszió együttesen eredményezték a városi talajok nehézfém-tartalmának emelkedését, amelyek így a környezetterhelés kiváló indikátoraivá váltak (Thornton, 1991; Norra et al., 2001). Az antropogén eredetű nehézfémek a talajokon kívül megjelennek a városok levegőjében (Salma, Maenhaut, 2006; Sipos et al., 2012), a városi porokban (Yongming et al., 2006; Al-Khashman, 2007), a felszín alatti vizekben (Leung, Jiao, 2006; Fejes et al., 2012) és a városi növényzetben is (Monaci et al., 2000; Mingorance, Rossini Oliva, 2006). Így e toxikus és potenciális toxikus anyagok hosszú távú jelenlétükkel a lakosság életminőségére is negatív hatással lehetnek.

A városi talajok nehézfém-tartalmának vizsgálatával az 1960-as évek végén kezdtek el foglalkozni, amikor is nyilvánvalóvá vált, hogy e talajok magasabb fémkoncentrációkkal bírnak,

mint a mezőgazdasági vagy természetes talajok. Purves egy 1967-ben megjelenő tanulmányában hívta fel először a figyelmet arra, hogy az urbán talajok szignifikánsan magasabb réz és bór koncentrációkkal jellemezhetők, mint a város környéki, művelt területek talajai. Ezt követően Purves és Mackenzie (1969) arról tájékoztattak, hogy a városi parkok rézzel, ólommal, bórral és cinkkel is jelentősen szennyezettek, valamint e parkokból származó fűminták is szignifikánsan több ólmot és cinket tartalmaznak, mint a vidéki legelőkről származó minták. De nemcsak a talajok és a vegetáció, hanem az emberi fogyasztásra szánt, városi területen termesztett zöldségek is emelkedett fémkoncentrációkat mutattak (Purves, Mackenzie, 1970).

Ezek voltak az első tanulmányok, melyek a városi környezet nehézfém-szennyezettségét felismerték és végeredményben a városi környezeti geokémia, mint önálló tudományos diszciplína kialakulásához vezettek (Wong et al., 2006).

Ettől kezdve folyamatosan szaporodtak a városi talajok, házi porok, vagy az utcai porok nehézfémtartalmának vizsgálatával foglalkozó munkák. Az Egyesült Királyságban például a nehézfémterheltség átfogó, több évig tartó vizsgálatába kezdtek 1981-ben, melynek eredményeiről Culbard és munkatársai (1988) tájékoztattak. A vizsgálat során 53 város, összesen több mint négyezer háztartásából származó talajmintát és több mint ötezer házi por mintát analizáltak. A vizsgálat eredményei rávilágítottak arra, hogy a városi kertekből és udvarokból származó talajminták ólomtartalma nagyon magas, átlagosan 298 mg/kg volt, de a házi porok a talajmintáknál is érzékelhetően magasabb Pb, Cd, Zn és Cu koncentrációkkal voltak jellemezhetők. A házi porok ólomtartalmában jelentős különbségek adódtak a földrajzi elhelyezkedéstől függően, a legalacsonyabb átlagos ólomkoncentrációt (205 mg/kg) a skóciai Ayr városában, míg a legmagasabb ólomkoncentrációt (1870 mg/kg) egy történelmi bányavidék területén, az angliai Derbyshire megyében mérték.

Davies és munkatársai (1987) az angliai Birmingham belvárosában elhelyezkedő 97 lakóház házi porának és udvari talajmintáinak ólomterheltségét vizsgálva arról számoltak be, hogy a lakóházak kora, valamint a talaj és a házi por ólomkoncentrációja között pozitív összefüggés van. Az idősebb lakóházak esetén mind a házi porban, mind pedig a házak mellől származó talajmintákban magasabb ólom koncentrációkat mértek, melyet az idősebb házakhoz használt ólomtartalmú festékek porladásával és így a talajba jutásával magyaráztak. A talajok ólomtartalma szignifikánsan magasabb volt továbbá azon telkek esetében is, melyek fémfeldolgozó üzemek vagy nagy forgalmú utak közelében helyezkedtek el.

A régi házak és épületek külső kezeléséhez használt ólomban gazdag festékek előregedésének és porlásának szerepét a városi talajok ólomtartalmának növekedésében a nyolcvanas években többen is leírták (Spittler, Feder, 1979; Preer et al., 1980; Chaney et al., 1984). Mielke és munkatársai (1984) a Minneapolisban élő, ólommérgezésben szenvedő gyermekek közvetlen lakókörnyezetének ólomterheltségét vizsgálva arra világítottak rá, hogy a főleg belvárosi és nagy forgalmú utak mellett elhelyezkedő lakóépületek udvarainak talajai nagyon magas ólomkoncentrációkkal bírtak (275–6150 mg/kg), és a lefestett lakóépületek mellől származó talajminták csaknem kétszer annyi ólmot tartalmaztak, mint a festetlen, tégláépületek udvarairól származó minták (3. táblázat).

3. táblázat. Városi feltalajok (0–8 cm) ólomtartalma a minneapolis-i festett és festetlen lakóépületek udvarairól származó mintákban (Mielke et al., 1984)

Pb koncentráció (mg/kg)	Festett lakóházak udvara (n = 24)	Festetlen lakóházak udvara (n = 20)
Minimum	475	130
Alsó kvartilis	737	384
Medián	938	526
Felső kvartilis	1253	965
Maximum	6150	1840

Hamar bebizonyosodott, hogy a magas ólomtartalmú festékek és az ólmozott üzemanyagok együttes használata a nagyvárosokban olyan mértékű por és talajszennyezést eredményezett, mely már a lakosok egészségi állapotát is fenyegette. Számos ólommérgezéses esetet lehetett összefüggésbe hozni mind az ólomtartalmú festékekkel, az ólmozott üzemanyagokkal és mind pedig az ezek használatából eredő por és talajszennyezéssel (Mielke, Reagan, 1998).

Kelly és munkatársai 1996-ban a területhasználatra, mint a nehézfémterheltséget befolyásoló egyik fő tényezőre hívták fel a figyelmet. A szerzők egy jellemzően ipari város és egy kevésbé iparosodott város nehézfémterheltségét (Pb, Zn, Cd, Cu) hasonlították össze Angliában. Mindkét település esetében különböző területhasználatú helyekről vettek talajmintákat, melyek a mezőgazdasági talajokat, lakóövezetek talajait, rekreációs területeket, valamint az iparosodott város esetében az ipari övezeteket reprezentálták. A kevésbé iparosodott városban a legmagasabb ólom koncentrációkat (> 1000 mg/kg) a forgalmas útkereszteződések közelében mérték, míg az iparosodott város esetében az ipari övezetek cink szennyezettsége is kiemelkedő volt (66–3040 mg/kg). A lakóövezetek talajmintái, melyek főleg forgalmas utak mellett helyezkedtek el, magasabb ólomkoncentrációkkal voltak jellemezhetők, mint a rekreációs területekről (forgalmas utaktól távol eső sportpályák, nagyobb zöldterületek, parkok) származó minták.

Chen és munkatársai hasonló eredményre jutottak 1997-ben Hongkong különböző hasznosítású talajainak fémterhelését vizsgálva. Megállapították, hogy Hongkong feltalajainak nehézfém szennyezettsége meglehetősen kiterjedt és a legmagasabb koncentrációk az összes vizsgált fémből (Pb, Cd, Zn, Cu, As) az ipari körzetek talajaiban mérhetők, míg a városi fás területek (kisebb erdők és parkok) a legalacsonyabb fémkoncentrációkkal jellemezhetők. A városi mezőgazdasági talajokban (gyümölcsös- és zöldséges kertek) a Zn és Cd koncentrációja kiemelkedően magas volt és nem maradt el az ipari talajokban mértektől, mely fémek emelkedését e talajokban a fémtartalmú növényvédő szerek, szerves- és szervetlen trágyák használatával magyarázták. A kereskedelmi és lakóterületek főleg ólommal voltak szennyezettek, mely fém főleg a közlekedésből származott.

A városi talajok nehézfémterheltségének extrém mértékű emelkedéséért sok esetben az ipari emisszió tehető felelőssé, hiszen a városokban vagy azok környékén elhelyezkedő ipari üzemek (pl. cement ipar), fémkohók és fémfeldolgozók a légköri ülepedésen keresztül jelentősen hozzájárultak a városi és város környéki talajok fémtartalmának emelkedéséhez (Szalai, 1998a; Banat et al., 2005; Douay et al., 2008). Az iparosodott települések és városok légterében egyes elemek (Pb, Zn, Cu) akkumulációja akár százszoros is lehetett a szennyezetlen területek

levegőjéhez viszonyítva, mely anyagok a levegőből a föld felszínére kiülepedve elszennyezték a talajokat (Kádár, 1995). Az ipari emisszió okozta kirívó talajszennyeződésre hazánkban is találunk példát. Szabó 1991-ben a Budapest XXII. Kerületében található Nagytétény talajainak nehézfémterheltségét ismertette a volt ólomkohó környezetében. A talajminta-vételezés családi házak kiskertjeiből történt a feltételezett szennyező-forrástól különböző távolságra, figyelembe véve az uralkodó szélirányt. A zömében konyhakerti zöltségek termesztésére használt kertekben az ólomtartalom csaknem minden esetben és jelentősen túllépte a 100 mg/kg-os határértéket, és helyenként az 1000 mg/kg értéket is meghaladta. A vizsgált talajok ólomkoncentrációja a kohótól csak 1–1,5 km távolságra csökkent a határérték alá, és a szennyezés legerőteljesebben a talajok felső rétegében (0–10 cm) jelentkezett. Nem csak az ólom koncentrációk voltak magasak, a Cd a határérték háromszorosát, míg a Cu és Zn a határérték négy-ötszörösét is elérte a vizsgált kerti talajokban.

A nehézfémek dúsulása azonban nem kizárólag csak az ipari körzetekben jellemző. Paterson és munkatársai (1996) a nehézipar nélküli, ipari emissziótól elzárt skóciai Aberdeen talajaiban is emelkedett nehézfém-koncentrációkat (Pb, Cu, Zn, Ba) mértek. A forgalmas utak mellett gyűjtött talajminták voltak a legszennyezettebbek és jól elkülönültek az alacsonyabb fémkoncentrációkkal jellemezhető, városi parkokból származó mintáktól, de még ez utóbbi talajminták esetében is közel ötszörös volt a Cu és Pb tartalom feldúsulása a városon kívüli mezőgazdasági talajokhoz képest. Végző konklúzióként megállapították, hogy a nehézipar nélküli városokban is kell egyes fémek, különösen a Cu, Pb, Zn és Ba feldúsulásával számolni, melyek egyik fő forrása a közlekedés.

Mára már a városi talajok nehézfém-szennyezettsége széles körben kutatóvá vált, hiszen felismerték, hogy az urbanizáció fokozódásával egyre nagyobb populációk vannak kitéve a szennyezett talajok egészségkárosító hatásának. Számos nehézfém és egyéb nyomelem feldúsulását, térbeli eloszlását, mobilitását, talajbeli viselkedését vizsgálták a nagyobb városokban szerte a világon, beleértve a fejlett és a fejlődő országokat is (Pichtel et al., 1997; Norra et al., 2001; Granero, Domingo, 2002; Manta et al., 2002; Imperato et al., 2003; Lu et al., 2003; Li et al., 2004; Banat et al., 2005; Ruiz-Cortés et al., 2005; Bretzel, Calderisi, 2006; Lee et al., 2006; Douay et al., 2008; Plyaskina, Ladonin, 2009; Maas et al., 2010). A kutatások eredményei azt mutatják, hogy bár a városok nehézfém szennyezettsége városonként változik és függ a helyi körülményektől, az Pb, Zn és a Cu azok a fémek, melyek csaknem minden városi talajban feldúsulnak. A nehézfémterheltség mértékét és az egyes fémek feldúsulását számos tényező befolyásolja (Adriano, 2001), mint például a város mérete és lakosságszáma (Mielke, Reagan, 1998; Madrid et al., 2002; Liebens et al., 2012), a nehézipar jelenléte illetve hiánya (Kelly et al, 1996; Douay et al., 2008) vagy a gépjárműforgalom intenzitása és sűrűsége. Mielke és Reagan (1998) szerint a városi hősziget jelenségével analóg módon a nagyvárosokban a „városi fém sziget” (urban metal island) jelensége is megfigyelhető, és a nehézfém-koncentrációk a központi részekről kifelé haladva fokozatosan csökkenő tendenciát mutatnak.

Rauta és Mihailescu 1981-ben például Bukarest területén 350 talajmintából határozták meg a Cd és Pb tartalmat. A szennyezettség alapján három zóna volt elkülöníthető: az 1. zóna a

centrumtól 3 km-ig, a 2. zóna 3–7,5 km között, míg a 3. zóna a központtól nagyobb, mint 7,5 km távolságban rajzolódott ki a nehézfém-koncentrációt ábrázoló térképen. Az Pb és Cd tartalom az 1. zónában 200–500 és 1,5–5,7, a 2. zónában 65–350 illetve > 2,5, míg a 3. zónában 25–100, valamint 0,8–1,0 mg/kg között változott. A közúti forgalom csökkenésével a városi talajok Pb és Cd tartalma is mérséklődött a centrumtól a város periférikus részei felé haladva (Csathó, 1994).

II.3. A közlekedés fémszennyező hatása

Jelentős környezetszennyező forrásként, a gépjárműforgalom káros gázokkal és szilárd szennyezőkkel terheli a környezetet, melyek között a nehézfémek, immobilis tulajdonságuk révén felhalmozódnak a talajokban. A gépjármű közlekedéssel összefüggésben a legnagyobb tudományos érdeklődés az ólomra irányult, aminek több oka van. Egyrészt az, hogy az ólom humán- és állategészségügyi szempontból toxikus tulajdonsága köztudott, másrészt az, hogy az ólmot világszerte – és 1996-ig hazánkban is – felhasználták a benzinhez kevert kopogás gátló adalékként. Ennek következtében a múltban extrém mennyiségű ólom került a levegőbe az ólmozott benzinekből, majd kiüledve feldúsult a nagy forgalmú helyeken, így a városok talajában is. A legáltalánosabban használt ólomvegyületek a benzin kompresszió tűrésének fokozására az ólom-tetraetil és az ólom-tetrametil voltak. Ezeknek az anyagoknak a motortérben való elégetésével főleg ólom-sók és fémólom kerültek ki az útkörnyezetbe (Árkosi, Buna, 1990). Az út menti talajok ólomtartalma és a járműforgalom nagysága közötti lineáris összefüggés nyilvánvaló volt (Árkosi, Buna, 1990), de az ólomterhelés mértékét egyéb paraméterek, a közlekedő gépjárművek sebessége és üzemanyag fogyasztása, a beépítettség mértéke, a növényzet leárnnyékoló hatása és a klimatikus paraméterek is befolyásolták (Árkosi, Buna, 1990; Fiedler, Rösler, 1993, Kádár, 1995). A járművekből az útkörnyezetbe jutó ólom mértéke leginkább azonban a motorbenzinhez kevert ólomadalékok mennyiségétől függött. Ezt felismerve a benzinek ólomtartalmát először lecsökkentették, 1985-ben a 0,7 g/l helyett 0,4 g/l ólomtartalmú benzin került bevezetésre, majd megkezdték az ólommentes benzinek kifejlesztését is (Árkosi, Buna, 1990). Magyarországon a Magyar Olaj- és Gázipari Részvénytársaság (MOL Rt.) 1996-ban kezdte meg a 95-ös oktánszámú ólommentes üzemanyag forgalmazását, és 1997-ben megteremtették az ólmozatlan, 98-as oktánszámú benzin gyártásának feltételeit is. Az ólmozott üzemanyagok használatát pedig 1999-ben végleg betiltották (Nasradi, 2007).

Bár kétségtelen, hogy az ólmozott benzinek okozták a legjelentősebb problémát a közlekedéssel kapcsolatban, az ólmon kívül egyéb fémek is származnak a közlekedésből és kerülnek ki ma is a környezetbe, melyek jól ismert emissziós forrásai a fékbetétek, az útburkolat, a kipufogó-rendszer, valamint a gumiabroncsok (Hjortenkrans et al. 2006).

A kipufogórendszer-eredetű fémek az üzemanyag összetevőiből és égéstermékeiből, valamint a motor- és a katalizátor öregedő folyamataiból származnak. Az ólmozatlan üzemanyagok bevezetésével mára már jelentősen lecsökkent az ólom emissziója, azonban még mindig emittálódik kis mennyiségben kadmium, króm, réz, nikkel, ólom és vanádium az

üzemanyagok elégetése során (Hjortenkrans et al., 2006). A katalizátor öregedésével és elhasználódásával a katalizátor aktív anyagai, nevezetesen a platina és a palládium juthatnak az útkörnyezetbe a kipufogó-rendszeren keresztül, mely fémek feldúsulását az út menti talajokban számos szerző leírta (Cicchella et al., 2003; Fritsche, Meisel, 2004; Wang, Sun, 2009). A gépjárművek gumiabroncsainak kopásából jelentős mennyiségű cink kerül az útkörnyezetbe (Legret, Pagotto, 1999), de a gumiabroncsok kis mennyiségben tartalmazhatnak kadmiumot, kobaltot, rezet és egyéb más fémeket is (Hjortenkrans et al. 2006). A fémek másik jelentős forrása a fékbetétek sűrűlódása és kopása. A fékbetétek változatos összetételben vannak forgalomban, de a fémek közül általában tartalmaznak krómot, rezet, antimont, nikkelt, kadmiumot, ólmot, és cinket (Westerlund, 2001; Hjortenkrans et al. 2006; Salma, Maenhaut, 2006).

A nehézfémek feldúsulását a forgalmas utak menti talajokban és növényzetben szerte a világon sokan kutatták és Magyarországon is folytak ezzel kapcsolatos vizsgálatok. Kádár (1995) az M7-es autópálya nehézfém- és egyéb makroelem terhelését ismertette távol eső területek háttérszennyezéséhez viszonyítva. Az autópályától különböző távolságban vett talaj- és fűminták vizsgálati eredményei alapján megállapította, hogy a közlekedés kapcsán a Na, Pb, Zn, P, Cu, és Cd elemek a talajban feldúsulnak, az útpadka mellett ugrásszerűen nő ezen elemek koncentrációja, de a szennyezést a növények fémkoncentrációi is jól jelzik.

Árkosi és Buna (1990) átfogó kutatást végeztek a hazai talajok közlekedésből származó ólomtartalmáról. A gépjármű közlekedés során a kipufogógázból kikerült ólom a légtérbe kerül, ahol kiülepedéssel, kicsapódással, lemosódással kerül a talajra, növényzetre és vízrendszerekbe. Az emittált ólomrészecskék 50–70%-a kisebb 5 μm -nél, 5–12%-a kisebb, mint 1 μm . A légköri ólomszennyezettség szempontjából ólomimmissziós környezetnek számít az út menti 70 m széles sáv, 4–5 m magasságig, míg a talajban az utaktól mintegy 25–50 m távolságig, 20–25 cm talajmélységig kell jelentős ólomszennyezettséggel számolni.

Salma és Maenhaut (2006) Budapest belvárosában vizsgálták a légköri aeroszol szennyezés változását 1996 és 2002 között. Vizsgálataik során megállapították, hogy az eltelt időszakban többek között az ólom és bróm légköri koncentrációja lecsökkent, míg néhány fém, nevezetesen az antimon, a réz, a cink, a bárium, a vas, a króm és a kalcium légköri koncentrációja jelentősen megnőtt. Az ólom és a bróm légköri mennyiségének csökkenése az ólmozott üzemanyagok bevezetésének és elterjedésének a következménye. A legnagyobb mértékben a réz és az antimon légköri mennyisége növekedett a vizsgált időszakban, amit viszont az azbesztmentes fékbetétek elterjedésével magyaráznak, mivel ezek a fékbetétek viszonylag nagy mennyiségben tartalmaznak rezet (8–15%) és antimont (2–7%). A légköri cink jelentős hányadának forrása szintén a közlekedés, mégpedig a gumiabroncsok kopása.

Az azbesztmentes fékbetétek elterjedésének előbb említett hatása a talajokban is kimutatható. Hjortenkrans és munkatársai (2006) svéd városokban vizsgálták a forgalmas utak menti talajok nehézfém-tartalmát, kis forgalmú, útburkolat nélküli mellékutakról származó kontroll mintákhoz viszonyítva. A talajmintákat az utaktól kevesebb, mint fél méter távolságban vették, összesen 148 mintát vizsgáltak. A vizsgált elemek (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Zn)

mindegyike feldúsult a kontroll mintákhoz képest, azonban legnagyobb mértékben a réz és az antimon, ezeket követte a cink és az ólom (4. táblázat). A réz tízszeres és az antimon nyolcszoros feldúsulását az azbesztmentes fékbetétek elterjedésének hatásával magyarázták.

4. táblázat. Nehézfémek átlagos koncentrációi (mg/kg) és feldúsulási faktora svéd utak közelében (Hjortenkrans et al., 2006)

Vizsgált fémek	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Utak menti talajok átlagos fémtartalma (mg/kg)	0,32	30	79	12	53	3,6	220
Feldúsulási faktork	2	3	10	3	4	8	5

Nasrzi (2007) ezzel szemben az M3-as autópálya Gödöllő és Hatvan közötti szakaszának nehézfémterheltségét (Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Ni) vizsgálva nem tudta egyértelműen kimutatni a réz feldúsulását sem közvetlenül az útpadkán, sem pedig az úttól távolodva. Vizsgálati eredményei alapján megállapította, hogy az úttól számított távolság szerinti talajbeli elemtartalom változást leíró függvénygörbe exponenciális lefutású az ólom, kadmium, cink és nikkelt esetében, ezzel szemben a króm és a réz esetében távolság-függő változás nem volt kimutatható.

Szegedi (1999) a közlekedés eredetű ólom- és kadmium-, valamint a kobalt-, réz- és nikkeltartalom területi eloszlását vizsgálta a nehézipar nélküli Debrecen belterületén. Értékelte a fémek térbeli eloszlásáért felelős paramétereket (forgalomsűrűség, beépítési tényezők, felszíni fedettség, talajtípus), valamint megvizsgálta azt is, hogy hogyan befolyásolják a talajba kerülő nehézfémek mobilitását talajfizikai és talajkémiai tulajdonságok. A talajmintákat Debrecen város belterületéről, különböző területhasznosítási helyekről, illetve a várossal szomszédos mezőgazdasági és erdőterületekről vette a talajfelszínről, illetve 15–20 cm-es mélységből 1994 és 1996 között. Az azonos helyről vett mintákat átlagolta, és így kapta meg a talaj nehézfém-tartalmát az adott területre vonatkozóan. A különböző területhasználati egységek belsejéből és ezek határán futó forgalmas utak mellől is vett mintát. Előbbit a területegység jellemzése, utóbbit, a területet kívülről ért nehézfémterhelés meghatározása céljából. A nehézfémek közül az ólom jelentősége emelhető ki. A területegységek belsejéből vett talajmintákban az ólomtartalom messze elmaradt a határértéktől, míg a forgalmas utaktól 2–20 m-re vett talajmintákban kiugróan magas, esetenként határértéket is meghaladó nehézfém-tartalmak adódtak. Magas ólomtartalmat általában csak a nagy forgalmú utaktól maximum 10 m-es távolságig talált. A forgalmas utak hatása a nehézfém-koncentráció növekedésére a talajban csak viszonylag kis távolságokig (maximum 50 m) volt követhető, a talaj nehézfém-tartalma a forgalmas úttól távolodva nagyjából exponenciálisan csökkent. A kobalt, nikkelt és réz esetében nem mutatott ki statisztikai összefüggést a talajminták fémtartalma és a mintavételezési pontok forgalmas utaktól való távolsága között. A réz területi eloszlása az óloméhoz hasonló volt, és mindkét fém a talajminták szervesanyag-tartalmával mutatott szoros összefüggést. Végeredményben megállapította, hogy a beépítési-, területhasználati típusok jellemző szennyezettségi értékeinek kialakításában a forgalomsűrűség és a beépítettség játszik fontos szerepet.

II.4. A városi kerti talajok sajátos helyzete, szennyeződésük lehetséges forrásai

A nehézfémek nem degradálódnak és a talajba kerülve hosszú ideig képesek megőrizni potenciális toxikus tulajdonságukat, így a városi talajok nemcsak a nehézfémek „gyűjtő közegeként” viselkednek, de könnyen e toxikus anyagok forrásává is válhatnak (Norra, Stüben, 2003). A talajokból a nehézfémek közvetett módon, a szennyezett talajon termesztett zöldségek elfogyasztásával, vagy közvetlen módon, a szennyezett porok inhalációjával, a talaj lenyelésével, vagy bőrön keresztül felszívódva juthatnak az emberi szervezetbe (Chaney et al., 1984; Mielke, Reagan, 1998; Farsang, Puskás, 2007; Farsang et al., 2009; Luo et al., 2011). Egy nemrégiben készített tanulmány például rávilágított arra, hogy az antropogén eredetű fémek pont a városi talajok finomabb szemcsefrakciójában halmozódnak fel, amelyek így a talaj felporzása során a szálló porban maradvá és belélegezve, jelentős kockázatot jelentenek (Luo et al., 2011). A talaj lenyelése főleg kisgyermekes esetében jellemző, akik játék közben többször szájukhoz emelik talajjal szennyezett kezeiket, de szándékosan is fogyaszthatnak talajt (Chaney et al., 1984). A gyermekek a „pica” jelenségnek nevezett viselkedéssel, azaz amikor szándékosan szájukba vesznek és lenyelnek nem élelmiszer jellegű anyagokat, naponta akár több g talajt (geofágia) is elfogyaszthatnak (Mielke, Reagan, 1998). A városokban és főleg azok központi részében, vagy a nagy forgalmú helyeken elhelyezkedő, jelentős szennyeződéssel terhelt városi parkok, pihenőterületek, gyermekjátszóterek és városi kiskertek ezért különösen nagy egészségügyi kockázatot jelenthetnek, hiszen a városi lakosok (és különösen az érzékenyebb gyermekek) ki vannak téve e talajok egészségkárosító hatásának (Wong et al., 2006; Farsang, Puskás, 2007; De Miguel et al., 2007, 2012).

Ezen érzékeny területhasználatú városi talajok közül is kiemelkednek a kiskerti talajok, melyek sajátos funkciója a zöldség- és gyümölcsstermelés. A szennyezett városi kertekben termesztett zöldségek elfogyasztása jelentős kockázatot jelenthet, mivel a nehézfémek mobilizálódva bejuthatnak a növényekbe és így módon a táplálékláncba (Moir, Thornton, 1989; Sterrett et al., 1996; Finster et al., 2004; Hough et al., 2004; Kachenko, Singh, 2006; Farsang et al., 2009; Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012). De a kertek esetében a talajjal való közvetlen érintkezés is igen gyakori, hiszen a felnőttek a kerti munkák során, a gyermekek pedig játék közben rendszeresen kapcsolatba kerülhetnek a szennyezett talajjal (Chaney et al., 1984).

A városi kertekben gyakran mérhető emelkedett, esetleg határértéket meghaladó fémkoncentráció, amely kialakulásáért a tipikus városi szennyező forrásokon (pl. ipari emisszió, gépjármű közlekedés) túl, a művelésük tehető felelőssé (Chen et al., 1997; Fetzer et al., 1998; Wuzhong et al., 2004). A mezőgazdaságban és így esetlegesen a városi kertekben is alkalmazott különböző talajjavító- és termésfokozó szerek nehézfém- és egyéb nyomelem tartalmát az 5. táblázatban szemléltetem.

Bizonyos szerves trágyák (pl. sertés- és baromfi trágya) jelentős mennyiségű cinket és rézet tartalmazhatnak (Alloway, 1995a; Chen et al., 1997; Kabata-Pendias, Pendias, 2001), melyek kerti talajokban való tartós és ismételt alkalmazása e fémek koncentrációjának

növekedését eredményezheti. A kadmium a foszfor-műtrágyák egyik szennyezőanyagaként szintén bekerülhet a kerti talajokba (Csathó, 1994; Kádár, 1995; Kabata-Pendias, Pendias, 2001). A különböző országokban gyártott és felhasznált foszfor-műtrágyák Cd tartalma a nyersanyag és az előkészítés módjától függően 0,2–170 mg/kg között változhat (Csathó, 1994). A múltban széles körben alkalmazott Pb, As, Zn, Hg és Cu tartalmú növényvédő szerek alkalmazása szintén jelentősen terhelte a környezetet, mely fémek nagy mennyiségben halmozódhattak fel például az előregedő gyümölcsösök talajában (Csathó, 1994; Kabata-Pendias, Pendias, 2001). A szervesetlen növényvédő szerek alkalmazásának fémterhelő hatása a városi zöldszékes kertekben és gyümölcsösökben is kimutatható, ahol főleg a Cu feldúsulásával kell számolni a magas réz-tartalmú peszticidek és fungicidek (pl. bordói-lé, réz-szulfát) alkalmazásának következtében (Chen et al., 1997).

5. táblázat. A mezőgazdaságban alkalmazott talajjavító- és termésfokozó anyagok nehézfém- és arzén tartalma (mg/kg szárazanyag) (Kabata-Pendias, Pendias, 2001)

Elem	Szennyvíz- iszapok	Foszfor- műtrágyák	Mészke	Nitrogén- műtrágyák	Szerves trágyák	Növényvédő szerek (%)
As	2–26	2–1200	0,1–24	2–120	3–25	22–60
Cd	2–1500	0,1–170	0,04–0,1	0,05–8,5	0,3–0,3	-
Co	2–260	1–12	0,4–3	5–12	0,3–24	-
Cr	20–40600	66–245	10–15	3–19	5,2–55	-
Cu	50–3300	1–300	2–125	1–15	2–60	12–50
Hg	0,1–55	0,01–1,2	0,05	0,3–3	0,09–0,2	0,8–42
Ni	16–5300	7–38	10–20	7–38	7,8–30	
Pb	50–3000	7–225	20–1250	2–1450	6,6–15	60
Zn	700–49000	50–1450	10–450	1–42	15–250	-

A városi kiskertek talajaiba azonban nem csak termésfokozó és talajjavító anyagok kerülhetnek: az építkezési törmelékektől kezdve a feltöltéshez használt különböző anyagokon keresztül, a háztartási- és konyhai hulladékokig, komposztokig, szinte minden bekerülhet a kerti talajokba, melyek nem csak a fémtartalmát növelhetik meg e talajoknak, de tulajdonságaikat is nagymértékben átalakítják. Egy németországi és franciaországi városi kerti talajok vizsgálatával foglalkozó tanulmány szerint a Saarbrücken városában vizsgált 180 kert mindösszesen 18%-a volt csak természetes talajú, míg közel 57%-a vizsgált kerti talajoknak valamilyen feltöltésből származó anyagon alakult ki. A feltöltéshez használt anyag eredete gyakran ismeretlen maradt. A vizsgált kertek 25%-a természetes talajon képződött ugyan, de a hosszú távú mélyművelésnek, háztartási-, kerti hulladékok és komposztok talajba keverésének következtében ezek szerves anyagban gazdag felszíni szintje megvastagodott, szervesanyag-tartalmuk megnövekedett. Általában véve a kerti talajok sötét, felszíni, szerves anyagban gazdag rétege annál vastagabb volt, minél idősebb volt a kert. A vizsgált németországi és franciaországi városi kerti talajok átlagos fémkoncentrációja is minden esetben magasabb volt, mint a régió mezőgazdasági talajainak átlagos fémtartalma (Fetzer et al., 1998).

A városok különböző részein elhelyezkedő kerti talajok tehát számos forrásból szennyeződhetnek nehézfémekkel, melyek lehetséges forrásait Alloway (2004) a következőkben foglalja össze:

- *A terület múltbéli hasznosítása:* jelentősen szennyezettek lehetnek azok a talajok, melyeken a múltban például ipari üzemek működtek és ezek bezárásával és felszámolásával a területet ma házi kertként hasznosítják.
- *Légköri ülepedés:* a nehézfémek kiülepedése a gépjármű közlekedés, a tüzelőanyagok égetése, az ipar (pl. fémkohók, fémöntödék) vagy a hulladékégetők okozta emisszió következtében.
- *Festékanyag részecskék:* a kicsi festékdarabkák, lemállott festékrészecskék a festett felületekről és épületekről lehullva növelhetik a talaj Pb, Cd, Zn vagy Cr tartalmát.
- *Terület feltöltése szennyezett anyagokkal:* az alacsony fekvésű területek vagy lokális mélyedések feltöltéséhez használt fémtartalmú anyagok, mint például az építkezési törmelékek, vagy a háborús időkben lebombázott területek anyagai szintén forrásai lehetnek a fémeknek.
- *Tűzrakások:* a fa és egyéb éghető anyagok elégetése során keletkezett hamuban egyes fémek feldúsulhatnak, mely hamukat gyakorta terítik szét a kerti talajokban, így ez szennyezési forráspontokat eredményezhet. Szennyeződést okozhat például az Pb és a Cr a festékekből, az As, Cu, és Cr a fakonzerváló anyagokból, vagy a Cd a műanyagokból.
- *Hamu, salak és egyéb ásványi anyag használata járdák kialakításához:* A kerti járdákhoz és utakhoz gyakran használt salakanyagok, például hulladékégetők salakja vagy érc tartalmú melléktermékek szintén eredményezhetik a kerti talajok fémtartalmának emelkedését.
- *Fémtartalmú hulladékok eltemetése, talajba keverése:* hulladékok egész sora, mint például régi elektromos huzalok és kábelek, elemek, akkumulátorok eltemetése növelheti a talajok Pb, Cu és Zn tartalmát.
- *Komposztok és trágyák:* bizonyos talajjavító anyagok jelentős mennyiségű nehézfémeket tartalmazhatnak, mint például a foszfátműtrágyák (Cd és Zn), komposztok és szennyvíziszapok. Ezek nagy mennyiségben történő alkalmazása, talajba keverése is hozzájárulhat a művelt kerti talajok fémtartalmának emelkedéséhez.
- *Növényvédő szerek:* az egyényári növények vagy gyümölcsfák kezelésére hosszú éveken át használt Pb, As, Cu, Hg, vagy Zn tartalmú növényvédő szerek és gombaölők szintén fémszennyezést eredményezhetnek.
- *Sportok és szabadidős tevékenységek:* a kedvtelésből tartott légfegyverek ólomtöltényei vagy a horgászathoz használt ólomsúlyok a talajba kerülve kis lokalizált helyeken eredményezhetik az ólomtartalom emelkedését.

A fent felsoroltakon kívül meg kell még említeni az öntözést is, mint lehetséges fémterhelő forrást, hisz az esetlegesen nehézfémekkel szennyezett öntözővizek használata is növelheti a kerti talajok fémtartalmát (Csathó, 1994; Kádár, 1995).

Mivel a szennyezett városi kertekben termesztett zöldségek elfogyasztása potenciális veszélyforrás lehet, a városi kerti talajok és az ezekben termesztett konyhakerti zöldségek fémtartalmának vizsgálatával többen is foglalkoztak. Purves és Mackenzie (1970) a skóciai

főváros, Edinburgh zöldséges kertjeiben termesztett káposzták B, Cu, Pb, Mo, Ni és Zn koncentrációit hasonlították össze vidéki területeken termesztett káposzták fémtartalmával azért, hogy megvizsgálják, hogy vajon a városi talajokhoz hasonlóan az itt termesztett zöldségek is szennyezettek-e. A városban termelt káposzták szignifikánsan több Mo, B és Zn tartalommal voltak jellemezhetők, s habár a talajok Cu, Pb és Ni tartalma is magasabb volt a városi kertekben, mint a vidéki mintákban, e fémek koncentrációinak emelkedése a városban termelt káposztákban nem volt jelentős a vidéken termelt káposzták fémtartalmához képest.

Moir és Thornton (1989) azért, hogy megbecsüljék a városi kertekben termesztett zöldségfogyasztással bevitt Pb és Cd mennyiségét, 9 különböző angliai város, összesen több mint 94 kertjébe telepítettek azonos méretű zöldségágyásokat. Az ágyások talajainak átlagos ólomtartalma 217 mg/kg (27–1676 mg/kg), míg átlagos kadmium tartalma 0,53 mg/kg (> 0,2–5,9 mg/kg) volt. A mezőgazdasági talajokkal összehasonlítva a vizsgált kerti talajok magasabb ólomtartalommal rendelkeztek, de a kadmium koncentrációról ez nem volt elmondható. A zöldségek tekintetében is hasonló eredményt kaptak: a telepített ágyásokban nevelt kerti zöldségek ólomtartalma (> 0,25–16,7 mg/kg) magasabb volt, mint a környékben termesztett zöldségek ólomtartalma, míg a vizsgált zöldségek kadmium-tartalma (> 0,025–10,4 mg/kg) ezeknél nem volt magasabb.

Kahle (2000) Rostock különböző részén elhelyezkedő, összesen 32 zöldségeskertből származó talajminta Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, és Zn tartalmát vizsgálva értékelte a város kerti talajainak fémállapotát, azért hogy megbecsülje a városi kertészkedésből eredő esetleges káros hatásokat. A vizsgálat eredményei alapján megállapította, hogy a városi kertek feltalajainak átlagos fémtartalma (a Ni kivételével) magasabb volt, mint a város környéki mezőgazdasági talajok átlagos fémtartalma, és számos talajminta fémkoncentrációja még a kerti hasznosítású talajokra javasolt határértéket is túllépte (6. táblázat). A kertek feltalajai (0–30 cm) magasabb fémkoncentrációkkal voltak jellemezhetők, mint az altalajok (30–60 cm), és a belvárosi minták is általában több fémeket tartalmaztak, mint a külső kerületekben található kertek.

6. táblázat. Rostock kerti talajainak fémtartalma (Kahle, 2000)

Koncentrációk (mg/kg)		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Feltalaj (0–30 cm)	Átlag	0,2	48	35	0,2	30	83	100
	Min.	0,1	5	9	0,04	3	10	22
	Max.	0,5	779	263	0,94	516	1402	693
Altalaj (30–60 cm)	Átlag	0,2	13	29	0,50	9	51	70
	Min.	0,1	6	8	0,04	2	7	12
	Max.	0,7	20	140	0,96	33	546	440
Háttér-érték*		0,17	12	13	0,05	6	13	27
Határérték**		2	100	50	2	80	300	300

*Mecklenburg- Vorpommern tartomány mezőgazdasági területeinek átlagos fémtartalma (feltalaj)

**Házi kertek és zöldséges kertek esetében javasolt határérték koncentrációk

Kabala és munkatársai (2009) a lengyelországi Wrocklaw városában elhelyezkedő zöldségeskertek Pb, Zn, és Cu terheltségét vizsgálták. Összesen 180 talajmintát gyűjtöttek a város különböző részein elhelyezkedő zöldségeskertek 0–20 cm-es mélységéből. A kerti talajmintákat perklór-savval tárták fel az „összes” fémtartalom meghatározása érdekében, de a

fémeken kívül az alap talajtulajdonságokat (pH, szervesanyag-tartalom, szemcseméret eloszlás) és a talajok tápanyag-ellátottságát (P, K, Mg) is meghatározták. A talajminták nagy szervesanyag-tartalommal rendelkeztek, és tápanyag-ellátottságuk is kiemelkedően nagy volt, amely az intenzív szerves- és ásványi trágyázás közvetlen következménye lehet. A rendszeres és nagy adagú meszezés hatására pedig a kerti talajok átlagos pH értéke is nagyobb volt ($\text{pH} = 7,2$), mint a környező mezőgazdasági területeké ($\text{pH} = 5,8$). A kerteket érő eltérő mértékű antropogén beavatkozások (különböző kertművelési praktikák, trágyák-, talajjavítók alkalmazása) hatása egyértelműen megnyilvánult abban, hogy mind a pH, mind a szervesanyag-tartalom, mind pedig a tápanyag-ellátottság széles határokon belül mozgott a vizsgált mintákban. Annak ellenére, hogy mára már a városban korábban működő számos fémfeldolgozó üzem bezárták, a vizsgált talajok közel 35%-a a vizsgált fémek valamelyikével extrémén szennyezett, és így a növénytermesztésre teljesen alkalmatlan volt, talajtisztítás lenne szükséges. A nehézfém-koncentrációk azokban a kertekben voltak a legmagasabbak, melyek a korábbi színesfémfeldolgozó üzem közelében helyezkedtek el, de azok a kertek is magas fémkoncentrációkkal rendelkeztek, melyeket a II. világháború idején lerombolt ipari területek helyén létesítettek. Az Pb, Cu és Zn koncentrációk a talaj szervesanyag-tartalmával, pH-jával, és felvehető tápanyagtartalmával is pozitívan korreláltak, mely egyértelmű bizonyítéka a kertművelés, nevezetesen a szerves- és műtrágyák, valamint komposztok alkalmazásának fémterhelést növelő hatásának.

Hasonló következtetésre jutottak Wuzhong és munkatársai (2004) is, akik Hangzhou (Kína) külvárosában elhelyezkedő 42 zöldségeskert talajainak (0–20 cm) szintén Pb, Cu és Zn tartalmát vizsgálták. A művelt kertekben mért fémkoncentrációk pozitívan korreláltak a talaj szervesanyag-tartalmával, mely alapján valószínűsítik, hogy a többlet Cu és Zn a szerves trágyák alkalmazásából kerülhet a talajba. A külvárosi művelt kertek átlagosan több ólmot, rezet és cinket tartalmaztak, mint a kínai szennyezetlen talajokra jellemző háttér-érték, de a Cu az esetek 33%-ában, míg a Zn az esetek közel 27%-ában a szennyezettségi határértéket is meghaladta. Az Pb esetében nem mértek határérték feletti koncentrációkat.

A fentiek alapján tehát nyilvánvaló, hogy a városi kerti talajok vizsgálata – humán-egészségügyi szempontból is – kiemelkedő fontossággal bír, hiszen e talajok nehézfémekkel gyakran terheltek vagy akár szennyezettek is lehetnek, mely terhelésért a tipikus városi szennyező forrásokon (pl. ipari emisszió, gépjármű közlekedés) túl, pont a kertek művelése tehető felelőssé. A toxikus és potenciálisan toxikus nehézfémek emberi egészségre jelentett kockázatát viszont csak úgy ismerhetjük meg, ha ismerjük a kerti talajok módosult fizikai és kémiai tulajdonságait is, melyek a nehézfémek mobilitását, így növények általi felvehetőségét is befolyásolják.

II.5. Nehézfémek eredete a talajban, a geogén és antropogén elemtartalom elkülönítésének lehetőségei

A kémiai elemek azon csoportját, melyek talajbeli koncentrációja 100 mg/kg-nál kisebb, nyomelemeknek nevezzük (Sposito, 2008; Hooda, 2010). Közéjük tartoznak a nehézfémként emlegetett olyan fémes elemek is, melyek toxikus vagy potenciális toxikus tulajdonságuk mellett gyakran hozhatók összefüggésbe a talajszennyeződésekkel. Habár a nehézfém, mint kifejezés nem pontosan definiált és ezért több értelmezése is létezik (Duffus, 2002), általában azokat a fémes elemeket soroljuk a nehézfémek közé, melyek sűrűsége nagyobb, mint 5 g/cm³ (Adriano, 2001; Berkowitz et al., 2008), más szerzők szerint 6 g/cm³ (Alloway, 1995b; Hooda, 2010). Ezért értelmezéstől függően a nehézfémek közé sorolhatjuk az 5 g/cm³-nél nagyobb sűrűségű fémes tulajdonságokkal rendelkező átmenetifémeket (pl. Co, Cr, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) vagy a félfémeket (pl. As, Sb) is (Duffus, 2002).

7. táblázat. A vizsgált elemek esszenciális és lehetséges toxikus hatása a magasabb rendű növényekre, állatokra és az emberre (Adriano, 2001)

Elem	Esszenciális/hasznos			Toxikus			Megjegyzés
	Növény	Állat	Ember	Növény	Állat	Ember	
As	Nem	Igen	Nem	Igen	Igen	Igen	Fitotoxikus mielőtt az állatokban toxicitást okozna; geokémiai viselkedése a P-hoz hasonló; karcinogén; „fekete láb” betegség (arzenmérgezés) Dél-Ázsiában
Cd	Nem	Nem	Nem	Igen	Igen	Igen	Szűk tolerancia; fitotoxikus és a növényekben akkumulálódik; a táplálékláncban feldúsul; karcinogén; „Itai-itai” kór (krónikus kadmium-mérgezés)
Co	Igen	Igen	Igen	Igen	Igen	Igen	Viszonylag fitotoxikus; szerepe van a szimbióta N ₂ fixálásban; karcinogén
Cr	Nem	Igen	Igen	Igen		Igen	Cr ⁶⁺ -ion nagyon toxikus és mobilis a talajban; karcinogén; Cr ³⁺ -ion kevésbé mérgező
Cu	Igen	Igen	Igen	Igen			Talajban könnyen komplexálódik; növények tág tűrésűek vele szemben; a talajokban immobilis
Ni	Igen	Igen	Igen	Igen	Igen	Igen	Nagyon mobil a talajban és a növényekben; karcinogén
Pb	Nem	Nem	Nem	Igen	Igen	Igen	Növények számára viszonylag nem mérgező; talajokban immobil, emberek az ólmozott-üzemanyagokból, festékekből és csővezetésekből szennyeződhetnek; a fiatal gyermekek a legérzékenyebbek az ólommérgezésre
Zn	Igen	Igen	Igen	Igen			Tág tolerancia; talajban könnyen komplexálódik; geokémiai viselkedése a Cd-hoz hasonló; egyes étvendékben hiánya okozhat problémát; az emlősökre nézve kevésbé toxikus

A nehézfémek között vannak olyanok, melyek nagyon kis koncentrációban ugyan, de szükségesek mind a magasabb rendű növények és az állatok, mind pedig az ember számára az életfolyamatok normális fenntartásához. Ezeket az elemeket esszenciális mikroelemeknek, mikrotápanyagoknak nevezzük, ilyenek például a Cu és a Zn. Vannak olyan nehézfémek is,

melyek nem minden élőlény számára esszenciálisak, de egyes esetekben pozitív élettani hatásuk bizonyított. A Co például a mikroorganizmusok számára szükséges a nitrogén-kötéshez (Hooda, 2010), de az állattenyésztésben is fontos mikro-tápelem, mivel a kérődzőkben a B₁₂ vitamin képződéséhez nélkülözhetetlen (Csathó, 1994). Vannak a közismerten toxikus elemek is (pl. Pb, Hg, Cd, As), melyek nem rendelkeznek ismert pozitív élettani hatással, és különböző mechanizmusok útján már kis mennyiségben is károsítják az élő szervezeteket. Azonban nemcsak a toxikus elemek, hanem az összes esszenciális elem is mérgezővé válik akkor, ha a szükségesnél nagyobb koncentrációban kerülnek az élő szervezetekbe, habár az a koncentráció, melynél már a mérgezés láthatóvá válik, elemenként és élőlény-csoportonként is igen széles határok között mozog (Anke, 2004). Az általam vizsgált elemek toxikusságát, esszenciális voltát a 7. táblázatban tekintem át.

Mind a toxikus, mind pedig az esszenciális nehézfémek a talajok természetes alkotóelemeinek tekinthetők, melyek különböző koncentrációkban jelen vannak a nem szennyezett talajokban is. A talajok természetes (geogén) eredetű nehézfém-tartalma egyrészt a talajképző kőzetek ásványainak mállásából (litogén eredet), másrészt a talajképződési folyamatok során (pedogén eredet) kerül a talajba (Hindell, Fleige, 1989). A különböző alapkőzeteken képződött talajok nehézfém-tartalma a talajképző kőzet kémiai összetételét tükrözi vissza (Thornton, 1991), így a különböző geokémiai régióknak minden elemből megvan a saját „háttér-koncentrációja”, ami szigorúan véve nem is egy adott koncentráció, inkább egy koncentráció tartomány (Fügedi et al., 2012). A durva szemű üledékes kőzeteken (pl. homok, homokkő) és a savanyú magmás kőzeteken (pl. riolit, gránit) képződött talajok nehézfém (pl. Cu, Co) koncentrációja általában alacsonyabb, mint a finom szemű üledékes kőzeteken (pl. agyag, pala) vagy a bázikus magmás kőzeteken képződött talajok (Thornton, 1991). Olyan esetekről is tudomásunk van, amikor pont a fémekben gazdag alapkőzet eredményezi a talaj nehézfém-tartalmának extrém mértékű emelkedését (Thornton, 1991; Kabata-Pendias, Pendias, 2001), melyet anomáliának, geológiai szennyezésnek tekinthetünk. Az alapkőzet ásványainak mállásával felszabaduló, *litogén* eredetű fémek talajprofilbeli koncentrációja és eloszlása a talaj képződése és a talajképző folyamatok során megváltozik, és a litogén fémek egy része a talajtulajdonságok által nagymértékben kontrollált, *pedogén* fémmé alakul (Kabata-Pendias, 1993; Kabata-Pendias, Pendias 2001). Ebben a tekintetben tehát nem csak az anyakőzetből felszabaduló fémeknek, de a pedogenetikai folyamatoknak ugyanúgy szerepe van a természetes fémtartalom kialakításában, hiszen a fémeket megkötni képes talajalkotók, nevezetesen az agyagok, hidroxidok, vagy a szerves anyagok a talajképződési folyamatok során transzlokálódnak és halmozódnak fel a talajokban (Alloway, 1995a).

A globális méretű fémszennyezésnek köszönhetően a talajok mára már többnyire nemcsak geogén eredetű fémeket tartalmaznak, hanem az emberi tevékenységek közvetlen vagy közvetett eredményeként a talajba/talajra került, úgynevezett *antropogén* fémeket is, melyek jelenléte már a grönlandi hórétegben és jégben is kimutatható (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). A sokféle antropogén forrásból (ipar, fémfeldolgozás, fosszilis tüzelőanyagok égetése stb.) a levegőbe jutó fémek nem csak az atmoszférát szennyezik (Nriagu, 1988; Nriagu, 1996), de nagy távolságokat

megtéve és végül kiülepedve a talajok antropogén fémtartalmát is növelik (Szalai, 1998a; Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Mivel a nehézfémek tartózkodási ideje a pedoszférában sokkal nagyobb, mint a többi környezeti elemben, a talajok fémszennyeződése maradandónak, tartósnak tekinthető. Az antropogén eredetű fémek további sorsát a kémiai és fizikai talajtulajdonságok és különösen a fém kémiai formája szabja meg. A talajba egyszer már bekerült és ott akkumulálódott antropogén nehézfémek kiürülése a kimosódás, a növényi felvétel, az erózió, vagy a defláció révén nagyon lassan megy csak végbe (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

Mivel az antropogén eredetű fémek mára már szinte minden talajban jelen vannak kisebb vagy nagyobb – az erre irányuló kutatások eredményei szerint egyre nagyobb – mértékben, nagyon nehéz megbecsülni az egyes talajok természetes (eredeti) fémtartalmát, és így az antropogén szennyezés vagy terhelés mértékét. Több módszert is kifejlesztettek a nehézfémek „háttér-értékének” megbecslésére, vagy az antropogén talajszennyeződés mértékének mérésére. Általában ezek a módszerek vagy valamilyen statisztikai számításokon alapulnak, vagy a vizsgált fém és különböző talajkémia paraméterek és geológiai tényezők kapcsolatát vizsgálják (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Ezek közül a sokféleképpen kalkulálható feldúsulási faktorok (Enrichment Factor, EF) hasznosnak bizonyulnak a talaj szennyezettség vizsgálatokban, és az utóbbi években használatuk széles körben terjed (Covelli, Fontolan, 1997; Blaser et al., 2000; Facchinelli et al., 2001; Manta et al., 2002; Sterckeman et al., 2006; Massas et al., 2009; Guerra et al., 2011).

A feldúsulási faktorokat gyakran úgy számolják, hogy a vizsgált talajban mérhető fémkoncentrációt elosztják a világ szennyezetlennek tekintett talajaiban mérhető fémkoncentrációk átlagértékével, vagy az adott geokémiai régió háttér-koncentrációjával (Manta et al., 2002; Massas et al., 2009). A feldúsulási faktorok számításának egy másik módja, hogy a szennyezett feltalajban mérhető fémkoncentrációt a szennyezetlennek tekintett, és a litogén fémtartalmat tükröző, alsóbb rétegben (általában a „B” vagy „C” szintben) mérhető fémkoncentrációval osztják el (Facchinelli et al., 2001). Rosenkranz és munkatársai (1991), valamint Hindel és Fleige (1989) a különböző szemcsefrakcióban való dúsulási különbség meghatározásával javasolják a geogén és antropogén elemtartalom elkülönítését, és a feldúsulási faktort az adott talaj talajfrakciójában (< 2 mm) és durva vázrészében (> 2 mm) mérhető fémkoncentrációk arányával adják meg. Gyakran alkalmaznak olyan feldúsulási faktort is, mely nem a tényleges elemkoncentrációkat, hanem a kérdéses elem és egy alkalmasan megválasztott referencia elem – melynek antropogén inputja elhanyagolható – arányát hasonlítják össze a feltalajban és egy mélyebb talajrétegben, általában a „C” szintben (Blaser et al., 2000; Reimann, de Caritat, 2005; Sterckeman et al., 2006; Bourennane et al., 2010).

A fentiekben részletezett feldúsulási faktorok közös jellemzője, hogy a mértékegység nélküli faktor érték egyenél nagyobb volta a fém egyértelmű dúsulását jelzi a vizsgált talajban, melyet a talajképző folyamatok mellett az antropogén hozzájárulás eredményezhet. A feldúsulási faktorok használhatóságát a városok esetében korlátozhatja az, hogy míg a természetes talajok rendszerint kapcsolatban vannak az alapkőzettel, addig a városi talajszelvények nagyfokú zavartságuk révén nem feltétlenül mutatnak a kialakulásnak megfelelő rétegzettséget, és nem

szükségszerű az alapközzel való közvetlen kapcsolatuk sem (Banat et al., 2005, Wong et al., 2006; Charlesworth, 2011). Ezért a fent részletezett feldúsulási faktorok csupán önmagukban alkalmazva téves következtetésekhez vezethetnek (Reimann, de Caritat, 2005), viszont körültekintően, és esetleg egyéb módszerekkel kiegészítve (GIS, többváltozós statisztikai módszerek stb.) alkalmazva nagyon hasznosak lehetnek még akár a városi talajok antropogén fémtartalmának elkülönítésekor is. Manta és munkatársai (2002) például az egyik fent részletezett feldúsulási faktort többváltozós statisztikai módszerekkel (klaszter- és főkomponens analízis) együttesen alkalmazva sikeresen elkülönítették a Palermo feltalajaiban antropogén forrásból dúsuló fémeket. A város parkjaiban az Pb, Zn, Cu, Sb és Hg antropogén forrásból feldúsultak, míg a Co, Cr, Mo és Ni főként litogén eredetűnek bizonyultak. A város talajában mért viszonylag magas Cd koncentrációkat pedig, eltekintve néhány jól azonosítható forrástól, nem antropogén hozzájárulás okozta, hanem a talajképződési folyamatok eredményezték. A fémek térbeli eloszlásának vizsgálatával azt is sikerült megállapítaniuk, hogy a fémek fő forrása a gépjármű közlekedés.

Az utóbbi években a földrajzi információs rendszerek (GIS) alkalmazása a városi talajszennyezettség vizsgálatokban egyre inkább terjed (Imperato et al., 2003; Li et al., 2004; Banat et al., 2005; Lee et al., 2006; Farsang, Puskás, 2007; Maas et al., 2010; Liebens et al., 2012; Bidló et al., 2012b; Horváth et al., 2013b), mivel a fémek térbeli eloszlását vizuálisan megjelenítve és ily módon elemezve fontos információk nyerhetők egyes szennyező forrásokról (pl. forgalmas csomópontok, ipari üzemek), vagy például a talajhasználat és az egyes fémek kapcsolatáról (Wong et al., 2006). E mellett a többváltozós statisztikai módszereknek (főkomponens analízis, faktor analízis, klaszter analízis) is egyre nagyobb szerep jut a városi környezeti elemek geokémiai vizsgálatakor (Carlosena et al., 1998; Granero, Domingo, 2002; Ruiz-Cortés et al., 2005; Bretzel, Calderisi, 2006).

II.6. Nehézfémek mobilitását-, növény általi felvehetőségét befolyásoló tényezők

A szennyezett, vagy nehézfémekkel terhelt talajok környezetre, vagy emberi egészségre jelentett kockázatának mértéke a fémek mobilitásának és biológiai hozzáférhetőségének a függvénye, hiszen az adott fém csak akkor tud bármilyen káros hatást kifejteni, ha közvetlen módon bekerül az emberi szervezetbe, vagy ha mobilizálódva bejut a növényekbe és így a táplálékláncba, illetve ha eljut a vízrendszerekbe. A nehézfémek mobilitását, növény általi felvehetőségét a talajban azonban nagyon komplex és összetett folyamat szabályozza, mely magába foglal geokémiai, klimatikus, biológiai, sőt még antropogén tényezőket is (Kabata-Pendias, 2004; Robinson et al., 2008).

A toxikus nehézfémek, ugyanúgy, mint a növények számára fémionként hasznosuló tápelemek különböző mozgékonyágú formákban találhatók a talajban. A *folyadékfázisban* hidratált ionként, oldható szerves- és szervetlen komplex vegyületekként és finom diszperz lebegő kolloidok alkotórészeként fordulnak elő, míg a *szilárd fázisban* szerves- és szervetlen

kolloidok felületén kicserélhető és specifikusan adszorbeált állapotban, oldhatatlan csapadékokban, valamint a szilikátok kristályrácsában található (Filep, 1999; Tack, 2010). A talajban lévő összeselem-tartalomnak csupán tört része található a talajoldatban, valamivel nagyobb része adszorbeált állapotban van jelen. E két forma adja a növények számára közvetlenül felvehető elemtartalmat (Füleky, Rajkainé, 1999). Az oldott és a különböző mértékben kötött fémformák azonban egymásba átalakulhatnak, közöttük a rendszer tulajdonságai által megszabott dinamikus egyensúly alakul ki (Filep, 1999). Így a fémek sorsa számos talajban lejátszódó folyamattól függ, melyeket a következőkben lehet összefoglalni (Kabata-Pendias, Pendias, 2001): oldódás, szorpció, komplexképződés, kimosódás, csapadékképződés, növény általi felszívódás, ásványrácsba történő diffúzió, szerves anyagon történő megkötődés, mikroorganizmusok általi felvétel és megkötés, volatilizáció.

A toxikus nehézfémek talajoldatbeli koncentrációját a talaj toxikuselem-lekötő képessége szabályozza, „puffereli” (Filep, Füleky, 1999). A talaj puffer funkciója azon képességében rejlik, hogy a mérgező anyagokat (és a feleslegben lévő tápanyagokat is) egy bizonyos határig képes adszorbeált formában megkötni, vagy a talaj anyagaival való reakciók révén immobilizálni (Farsang, 1997). A talajok fémmegkötő (nehézfém-pufferoló) képességét, és így a nehézfémek mobilitását a következő talajtulajdonságok és talajalkotók befolyásolják (Alloway, 1995c; Szabó, 1996; Farsang, 1997; Szabó, 2000; Kabata-Pendias, Pendias, 2001): kémhatás és redoxpotenciál, az agyagásványok mennyisége és minősége, szervesanyag-tartalom és a szerves anyag minősége, a talaj kation cserélő kapacitása, karbonátok mennyisége, Fe- és Mn hidroxidok jelenléte.

Ezek közül kiemelkedő szerepe van a *kémhatásnak* és a *redoxpotenciálnak*, mivel ezek közvetve vagy közvetlenül minden talajban lejátszódó kémiai folyamatra hatást gyakorolnak, és így a fémek talajbeli viselkedését is befolyásolják (McLean, Bledsoe, 1992; Tack, 2010). A nehézfémek mobilitása általában a pH csökkenésével nő, aminek több oka is van. Egyrészt az, hogy a hidrogén-ion (H^+) nagyon erősen vonzódik a negatív felületi töltésű helyekhez, és az ott már adszorbeált pozitív töltésű fémionokat is képes lecserélni, így a hidrogén-ion koncentráció növekedésével a negatív töltéshelyeken kötött fémionok a talajoldatba kerülve mobilizálódhatnak (McLean, Bledsoe, 1992; Alloway, 1995c; Tack, 2010). Másrészt a pH csökkenésének hatására a negatív töltéshelyek abszolút száma is lecsökken a pH-függő töltések átalakulásával (Filep, 1988; McLean, Bledsoe, 1992; Tack, 2010), harmadrészt pedig számos talajalkotó instabillá válik savanyú közegben (Tack, 2010). A különböző fémek mobilizálhatósága 6-os pH érték alatt a következő sorrendben csökken (Tack, 2010): $Cd > Zn > Ni > Mn > Cu > Pb > Hg$.

A talaj kémhatását – és így közvetve a fémionok mobilitását – egyéb talajparaméterek is befolyásolják, mint például a talaj szénsavasmész-tartalma vagy redoxpotenciálja. A kalcium-karbonát a talaj sav-bázis pufferképességének egyik fontos eleme, hiszen a hidrogén-ion többlet a kalcium-karbonát oldódása közben lekötődik, így a talajoldat pH-ja mindaddig nem csökken, míg a talajban szilárd kalcium-karbonát jelen van (Filep, 1988). A redoxpotenciál is befolyásolja a talaj kémhatását, hiszen a redukáló környezet pH növekedést, míg az oxidáló környezet pH csökkenést okoz (Alloway, 1995c). Összességében elmondható, hogy oxidatív (jól átszellőzött),

savanyú talajokban a legtöbb nehézfém, különösen a Zn és Cd nagyon mobilis, míg redukzív (vízzel borított), semleges és főleg lúgos kémhatású talajokban a legtöbb fém biológiai hozzáférhetősége korlátozott (Kabata-Pendias, 2004). Kivételt képeznek az összetett anionként a talajban előforduló elemek, mint például a molibdén, az arzén és a króm, melyek mobilitása a pH emelkedésével nő (McLean, Bledsoe, 1992; Alloway, 1995c).

A talajban előforduló, túlnyomórészt negatív töltéshelyekkel rendelkező szerves- és ásványi kolloidoknak szintén jelentős szerepük van a fémek megkötésében. (Alloway, 1995c; Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Il'in, 2007; Tack, 2010). A durva textúrájú homoktalajok sokkal kevesebb fémeket képesek visszatartani, mint a finom textúrájú agyagtalajok, mivel ez utóbbiak sokkal több szerves- és ásványi kolloidot, köztük agyagásványokat, Fe- Mn- Al-hidroxidokat, és humuszanyagokat tartalmaznak (Tack, 2010).

Az *agyagásványok*, melyek a primer szilikátok mállása során képződnek, és a talaj agyagfrakciójának legjelentősebb komponensei (Filep, Füleky, 1999), nagy fajlagos felületüknek és permanens negatív felületi töltésüknek köszönhetően nagy mennyiségű pozitív töltésű fémiont képesek adszorbeálni (Tack, 2010). Összes mennyiségükön kívül minőségük is nagy jelentőséggel bír, mert a különböző agyagásványoknak nem egyforma a kationcserélő képessége (8. táblázat).

A *Fe- Mn- Al-hidroxidok* általában nem különálló, kristályos szerkezetű anyagokként, hanem a szilikát ásványok felületén amorf bevonatként fordulnak elő, ami lehetővé teszi, hogy sokkal nagyobb kémiai aktivitással bírjanak, mint amely mennyiségükből következne (Tack, 2010). E hidroxidok a fémes szennyezők megkötésében jelentős szerepet töltenek be, és főleg a Fe^{2+} , Fe^{3+} , valamint a Mn^{2+} , Mn^{3+} ionokhoz hasonló méretű ionokat képesek megkötni, melyek a következők: Co^{2+} , Co^{3+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{4+} és Ag^{+} (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

8. táblázat. Fontosabb talajkolloidok néhány jellemzője (Filep, 1988)

Kolloid		Kationcserélő kapacitás (T-érték) (mekv/100g)	Összes fajlagos felület (m ² /g)
Ásványi- kolloid	Kaolinit	5–15	10–30
	Illit	15–40	80–120
	Vermikulit	120–200	600–750
	Szmektitek	60–120	750–800
	Fe- és Al-hidroxidok	0,5–1 (pH ~8)	25–40
Szerves kolloid	Humuszanyagok	200–300	500–900

A *humuszanyagok*, viszonylag kis mennyiségük ellenére, kulcs szerepet töltenek be a talajban lejátszódó számos fizikai, kémiai és biológiai folyamatban, beleértve a nehézfémek megkötését is (Tack, 2010). A kolloid sajátságú humuszanyagok nagy fajlagos felületük és nagy mennyiségű pH-függő negatív töltésük révén, a talaj kationcserélő kapacitásához nagymértékben hozzájárulnak (8. táblázat). A humuszanyagok változatos funkciós csoportjaiknak köszönhetően kitűnő komplexképzők, fémionokkal képzett koplexeik széles körben tanulmányozottak (Tombácz, 2002). A humuszanyagok eltérő erősséggel kötik meg a különböző nehézfém-ionokat, a Cu és Cd erősen, a Ni, Pb és Zn közepesen erősen kötődik a humuszanyagokhoz (Tombácz, 2002). Hargitai (1989) például kísérletileg igazolta, hogy a különböző dóziszú

szennyvíziszap terhelés hatására a talaj mobilis elemtartalma nem arányosan növekedett a bejutó nehézfém készletekkel az Pb, Ni és Cd esetében, mert ezeket a fémeket a talaj humuszanyagai erősen megkötötték. A humuszanyagok e tompító hatása a Cr esetében nem volt kimutatható.

A talaj pufferképessége a szerves anyag mennyisége mellett minőségétől is nagyban függ, mert a különböző humuszanyagok nem egyforma mértékben kötik meg a nehézfémeket. A kis molekulatömegű, savas karakterű fulvosav például kevesebb nehézfémet képes megkötni, mint a nagyobb molekulatömegű, sok funkciós csoportot tartalmazó huminsav és humin. Hargitai (2008) ezért a humuszanyagok környezetvédelmi szerepének megítéléséhez a humusz mennyisége mellett feltétlenül fontosnak tartja a *humusz minőségének* a mérését, valamint a humuszminőséget jellemző *K* humuszstabilitási koefficiens meghatározását is.

A nehézfémek mobilitását tekintve a fémek geokémiai formája is meghatározó, amiben pedig különbségek adódnak a fém eredetét illetően is. A litogén eredetű fémek ugyanis többnyire az elsődleges- vagy másodlagos ásványokhoz kapcsolódva fordulnak elő a talajban és csekély mobilitással bírnak, növény által felvehetővé csak specifikus körülmények között válnak. Az antropogén forrásokból a talajra vagy talajba került fémek viszont sokkal nagyobb mobilitással jellemezhetők (Kabata-Pendias, 1993). A litogén, pedogén és antropogén fémek talajbeli viselkedését, biológiai felvehetőségét a 9. táblázat szemlélteti.

9. táblázat. A különböző eredetű nehézfémek talajbeli viselkedése és biológiai hozzáférhetősége (Kabata-Pendias, 2004)

Fém eredete	Kötődés	Fázis	Szekvenciális feltárással oldatba vitt frakció	Biológiai felvehetőség mértéke
Litogén	Ásványokhoz	Szilárd	Maradék	Nagyon gyenge
Pedogén	Agyagásványokoz-, szerves anyagokhoz-, oxidokhoz	Szilárd	Agyagásványokoz-, szerves anyagokhoz-, oxidokhoz kötött	Gyenge
Antropogén	Szerves anyagokhoz-, szilárd felületekhez	Szilárd	Kicserélhető és kelatált	Mérsékelt
Antropogén és pedogén	Szabad vagy komplexált ion	Folyadék	Könnyen felvehető	Erős

Azért, hogy a talajban a növény által felvehető fémhányadokat, vagy a különböző mozgékonyaságú fémformákat meg lehessen becsülni, kioldások egész sorát fejlesztették ki az elmúlt évtizedek alatt, ide értve a különböző szelektív kioldásokat és az egészen speciális szekvenciális feltárást is (Rao et al., 2008). A szekvenciális feltárást során a talajmintát különböző szelektivitású kivonószerekkel kezeljük egymás után azért, hogy az eltérő mobilitású nehézfém-formákat egymástól elválasszuk (Tessier et al., 1979). E módszerek azon a feltételezésen alapszanak, hogy a talajban a következő fémfrakciók léteznek (Kabata-Pendias, Pendias, 2001):

1. Vízoldható (pl. talajoldatban jelen levő)
2. Kicserélhető
3. Szerves anyagokhoz kötött
4. Fe- és Mn oxidokhoz kötött
5. Bizonyos vegyületekben jelen lévő (pl. fém karbonátok, foszfátok, szulfidok)
6. Szilikátok kristályrácsában kötött (maradék frakció)

A fenti frakciókat elválasztva információt szerezhetünk arról, hogy a talajban mennyi az a fémtartalom, ami a növények számára hozzáférhető, vagy potenciálisan mobilizálható a környezeti paraméterek megváltozásával, és mennyi az, ami környezetvédelmi szempontból nem bír nagy jelentőséggel. Annak ellenére, hogy ezek a procedúrák általában idő és energia igényesek, információ értékük miatt egyre gyakrabban alkalmazzák őket a környezetvédelmi témájú vizsgálatokban (Pichtel, 1997; Lu et al., 2003; Morillo et al., 2004; Kartal et al., 2006; Pueyo et al., 2008; Khan, Jones, 2009; Nemati et al., 2011). Bár a szekvenciális feltárásoknak több változata is létezik, a két leggyakrabban alkalmazott eljárás a *Tessier módszer* és a *BCR módszer* (Rao et al., 2008). Az előbbit még az 1970-es évek végén fejlesztették ki eredetileg üledékek vizsgálatához (Tessier et al., 1979), míg az utóbbi az európai közösség szabványügyi testülete által szabványosított és ajánlott eljárás, melyhez már üledék és talaj referencia minták is elérhetőek (Rauret et al., 1999).

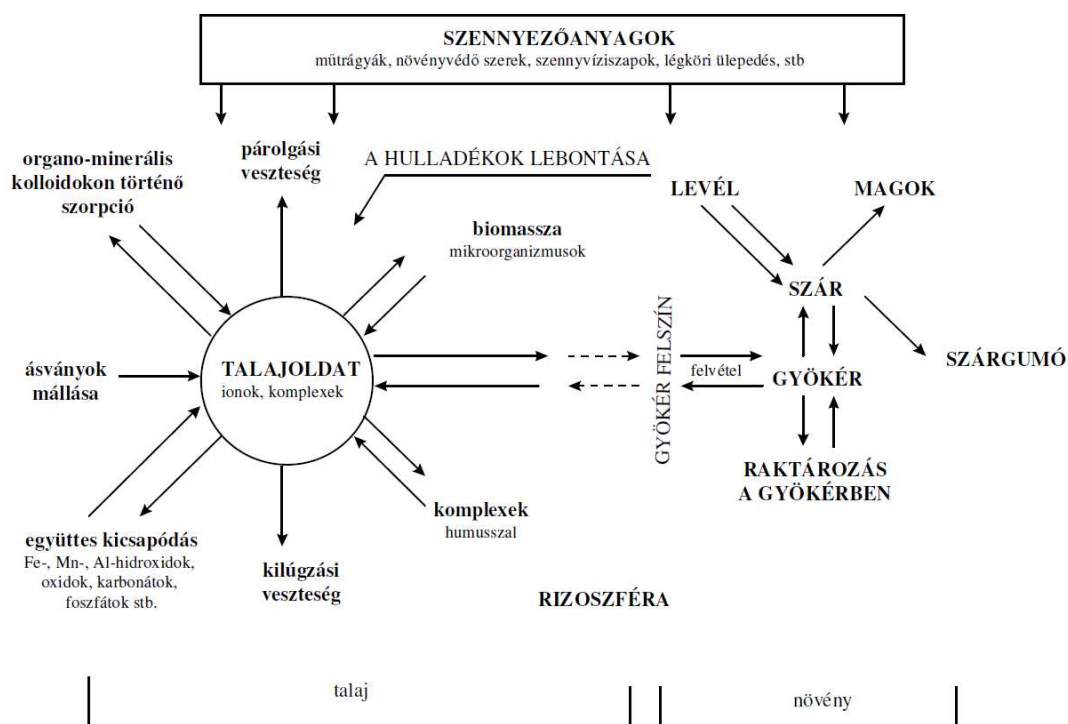
A fejezetben áttekintettek alapján tehát nyilvánvaló, hogy a nehézfémek környezetvédelmi megítéléséhez nem elégséges csupán a fémek „összes” mennyiségét vizsgálnunk, hanem minden olyan faktort számításba kell vennünk, mely a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségére hatással van (Kabata-Pendias, 2004). Így az „összes” fémtartalom meghatározása mellett a talaj bizonyos tulajdonságait, a fémek eredetét, sőt a fémek különböző mozgékonyaságú formáit is vizsgálnunk kell.

II.7. Nehézfémek a talaj–növény rendszerben

A növények számára mind a mikro- és makro tápanyagok, mind pedig a káros szennyezőanyagok elsődleges forrása a talaj (Kabata-Pendias, 2004), hiszen a növények a talajból veszik fel a tápanyagokat. A nekik nélkülözhetetlen anyagok felvételén kívül azonban nem képesek teljesen megakadályozni a nélkülözhető és a káros (toxikus) anyagok felvételét sem (Szabó, 1998). A talajból történő felvételen túl néhány elem (Fe, Mn, Zn, Cu) a növények levelin keresztül is képes felszívódni, melyet a mezőgazdaságban ki is használnak lombtrágyázáskor, de ily módon a káros anyagok is bejuthatnak a növényekbe a szennyezőanyagok nagymértékű légköri ülepedése esetén (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Kabata-Pendias, 2004). A magasabbrendű növények nehézfém-felvételét és a nehézfém mozgását a talaj–növény rendszerben az 1. ábra szemlélteti.

A növények által abszorbeált fém mennyisége nagyban függ a következő tényezőktől: (1) a fém koncentrációja és kémiai formája a talajoldatban, (2) a fém mozgása a talajból a növényi gyökér felszínhez, (3) a fém átjutása a növényi gyökér felszínről a gyökérbe, (4) valamint a gyökérbe bejutott fém áthelyeződése a gyökérből a növényi hajtásba (Alloway, 1995c). Mivel a talajoldat koncentrációja nagyban megszabja a növény által abszorbeált fém mennyiségét, így minden olyan talajtulajdonság, mely befolyásolja a fém oldhatóságát és így koncentrációját a talajoldatban, az közvetve a fém növény általi felvehetőségére is hatással van (Tack, 2010). A talajoldatba már bekerült fém diffúzió és konvekció útján juthat el a növényi gyökerekhez (Tack, 2010), de a növények által kiválasztott gyökérváladék és a gyökérrel való érintkezés az

egyébként kötött formában lévő fémeket is feloldhatja, oldatba viheti (Csathó, 1994). A fémek bejutása a növényi gyökerekbe egyaránt lehet aktív (növényi anyagcsere által vezérelt) és passzív (nem a növényi anyagcsere vezérelte) folyamat. A passzív felvétel során az ionok diffúzió révén jutnak be a gyökerek endodermiszébe, míg az aktív felvétel a koncentráció-gradienssel ellentétes irányban megy végbe és az anyagcsere-folyamatokból származó energia szükséges hozzá. Az, hogy a felvétel milyen módon valósul meg, fémenként különbözik. Az ólom például döntően passzív felvétellel jut a növénybe, míg a Cu, Mo és Zn esetében inkább az aktív felvétel, vagy az aktív- és passzív felvétel kombinációja a jellemző (Alloway, 1995c; Kabata-Pendias, Pendias, 2001).



1. ábra. A nehézfémek mozgása a talaj–növény rendszerben (Alloway, 1995c; Szabó, 2000)

A növénybe bejutott vagy a növény által felvett fémek megoszlása a különböző növényi részek között nem egyforma. Vannak elemek, mint például az Ag, B, Li, Mo és Se, melyek viszonylag könnyen transzlokálódnak a gyökerekből a föld feletti részekbe, a Mn, Ni, Cd és Zn mérsékelten mobilak a növényen belül, míg a Co, Cr, Cu, Pb, Hg és Fe a növényi gyökérsejtekben erősen megkötődnek, nehezen transzlokálódnak (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

Az esszenciális nehézfémek koncentrációjának két olyan tartománya van, mely a növények számára stresszhelyzetet jelent: az egyik az adott elem szükségesnél alacsonyabb koncentrációja, mely a növényben hiánytüneteket eredményez, míg a másik pont az ellenkezője, azaz a szükségesnél nagyobb koncentráció. Ez utóbbi a növényben mérgezési tüneteket vált ki. A nem esszenciális elemek hiánya nem okoz hiánytüneteket, viszont ha koncentrációja megnövekszik, akkor mérgezési tüneteket okoz, vagy akár a növény pusztulását is eredményezheti. A növények számára szükséges és már toxikus elemkoncentrációkról ad áttekintést a 10. táblázat, azzal a

megjegyzéssel, hogy növényfajonként ezek a koncentrációk nagyon különbözőek lehetnek. Fontos azt is hangsúlyozni, hogy a növények számára szükséges és már toxikus koncentrációk nagyon közel eshetnek egymáshoz, így nem könnyű különbséget tenni a még normális és a már toxikus koncentrációk között (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). A növények nehézfém-toxicitási tünetei fajonként és egyedenként is eltérőek lehetnek, de a legáltalánosabb toxicitási tünetek a klorózis és a barnás elszíneződés a levelek felületén és a levélszéleken, valamint a barna, elsatnyult gyökerek (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

10. táblázat. Nehézfémek és arzén megközelítő koncentrációja a fejlett növényi levelekben több faj alapján, mg/kg száraz tömegre vonatkoztatva (Kabata-Pendias, Pendias, 2001)

Elem (mg/kg)	Elégtelen	Elégséges vagy normális	Túlzott vagy toxikus
Cd	-	0,05–0,2	5–30
Co	-	0,02–1	15–50
Cr	-	0,1–0,5	5–30
Cu	2–5	5–30	20–100
Ni	-	0,1–5	10–100
Pb	-	5–10	30–300
Zn	10–20	27–150	100–400
As	-	-	15

A nehézfémekkel terhelt környezetben a növények kétféle módon biztosíthatják túlélésüket. Vagy korlátozzák, megakadályozzák a túlzott fémfelvételt, vagy különböző tolerancia mechanizmusok útján „eltűrik” a felvett nehézfémeket. Ez alapján a növények fémfelvételi hajlama nagyon különböző lehet, amely növényi sajátosság révén függ a növényfajtól, de még az egyes fajok genotípusai között is megfigyelhetők különbségek (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Alexander et al., 2006). A nehézfém-felvételt a következő növény specifikus tényezők befolyásolják: a növekedés sebessége, a gyökérfelület nagysága és mélységi eloszlása, a gyökér kationcsere képessége, a kiválasztott gyökérváladék milyensége, a transzspiráció mértéke, és a növény tápanyagigénye (Csathó, 1994; Alloway, 1995c). A növényeket három általános kategóriába lehet sorolni a fémfelvételi hajlamuk alapján: kizárók, indikálók (jelzők), és akkumulálók. A kizárók közé tartoznak például a fűfélék, melyek megakadályozzák, korlátozzák a fémek túlzott felvételét, és így a nehézfémekkel terhelt talajokkal szemben sem olyan érzékenyek. Az indikálók azok a növények, amelyek fémtartalma egyenesen arányosan növekszik a talaj nehézfém-készletének növekedésével. Ide tartoznak például a gabonafélék. Az akkumulálók a talajban mérhető fémtartalomnál nagyobb mennyiségben képesek felhalmozni a nehézfémeket. Az akkumuláló növények között több konyhakerti növény is akad, mint például a fejes saláta, spenót vagy a mángold (Adriano, 2001). Vannak olyan növényfajok is, melyek nagyságrendekkel több fémeket képesek felhalmozni ugyan azon talajból, mint más növények. Ezeket az úgynevezett hiperakkumulátor fajokat a talajok nehézfém-tartalmának csökkentésére is fel szokták használni a fitoextrakciós talajtisztítási eljárások során (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Farsang et al., 2007; Chaney et al., 2010). Közismert hiperakkumulátor növényfajok például a mezei tarsóka, szareptai vagy ismertebb nevén indiai mustár vagy például a csüdfű is (Chaney et al., 2010).

Az egyes növények nehézfém felvételi képessége jellemezhető a bioakkumulációs indexszel (BAI) vagy más néven transzfer faktorról, amely a növényben (vagy valamely növényi részben) mért fémkoncentráció és a talaj fémtartalmának hányadosa (Alloway, 1995c; Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Tack, 2010). Bár számos talajtulajdonság és növényi tényező is befolyásolja a nehézfémek növényen belüli akkumulációját, azaz a bioakkumuláció mértéke talajonként és növényfajonként is változik, egyes elemek hajlamosabbak nagyobb mértékben akkumulálódni a különböző növényekben, mint mások (11. táblázat).

11. táblázat. Nehézfémek jellemző bioakkumulációs index értékei (Alloway, 1995c)

Elem	Bioakkumulációs index (Transzfer faktor)
Cd	1–10
Co	0,01–0,1
Cr	0,01–0,1
Cu	0,1–10
Hg	0,01–0,1
Ni	0,1–1
Pb	0,01–0,1
Zn	1–10
As	0,01–0,1

A 11. táblázat alapján jól látszik, hogy a kadmiumot és a cinket a növények általában nagyobb mennyiségben hajlamosak felvenni, mint a többi nehézfémet, másként megfogalmazva ezek az elemek sokkal mobilabbak a talaj–növény rendszerben.

A nehézfémekkel terhelt vagy szennyezett talajon termett növényekkel összefüggésben felmerül a tápláléklánc elemeinek szennyeződési lehetősége is. Az emberre nézve különösen az élelmisznövények jelenthetnek veszélyt, melyek nehézfém-felvételében szintén különbségek adódnak. Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb növény magjába és gyümölcsébe a toxikus nehézfémek csak minimális mennyiségben transzlokálódnak. A legtöbb gyökér- illetve gumós növény ehető részében szintén nem halmozza fel ezeket az elemeket, néhány kivétellel. A sárgarépa például fémmel kezelt talajból nagymennyiségű ólmot és kadmiumot akkumulál (Csathó, 1994). A 12. táblázat a nem szennyezett talajokon termett különböző élelmisznövények átlagosnak tekinthető nehézfém-koncentrációit tartalmazza. A táblázatból jól látszik, hogy a leveles zöltségek (káposzta, saláta) általában több fémet akkumulálnak, mint a gumós-, gyökér- vagy szem-termésű élelmisznövények, ezért ezek szennyezett talajon történő termesztése jelenti az emberre nézve a legnagyobb kockázatot.

12. táblázat. Néhány élelmisznövény átlagos nehézfém- és arzén tartalma a szárazanyagban (Kabata-Pendias, Pendias, 2001 alapján)

Növény (rész)	Cd (mg/kg)	Co (µg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	As (µg/kg)
Kukorica (szem)	0,06–0,1	8,1–31	-	1,4–2,1	0,22–0,34	0,3–3	25–36	30–400
Káposzta (levél)	0,05	100–160	-	2,9–4	0,62–0,99	1,7–2,3	24–31	20–50
Saláta (levél)	0,12–0,66	46–210	-	6–8,1	1–1,8	0,5–3,6	44–73	20–250
Cékla (gyökér)	-	-	-	5–8,1	-	0,7–2	28–46	-
Répa (gyökér)	0,07–0,35	37–120	-	4–8,4	0,26–0,98	0,5–3	21–27	40–80
Hagyma (hagyma)	0,08	28–80	0,021	4–6	0,59–0,84	1,1–2	22–32	50–200
Burgonya (gumó)	0,05–0,3	-	0,021	3–6,6	0,29–1	0,5–3	10–26	30–200

III. A VIZSGÁLT TERÜLET JELLEMZÉSE

Szeged az ország DK-i részén, a Tisza és a Maros folyók találkozásánál, Magyarország legalacsonyabb térszínű területén fekszik, tengerszint feletti magassága 78 és 85 m közötti. A természetföldrajzi szempontból az Alsó-Tisza-vidék déli részéhez, ezen belül is a Dél-Tisza-völgy kistáj területéhez tartozó város klímája meleg és száraz, az évi átlagos hőmérséklet 10,4 és 10,6 °C között alakul. Az éves átlagos napsütéses órák száma 2020–2040 óra, míg az évi átlagos csapadékmennyiség 520 mm (Dövényi, 2010).

A vidék kialakításában a geológiai harmadkortól napjainkig tartó süllyedés és a feltöltés játszott vezető szerepet. A helyenként 3 km vastagságú, jelentős szénhidrogénkészletet rejtő pliocén rétegsorra több száz m vastag, folyóvízi üledékekből álló pleisztocén és erre holocén üledék települt. A felszint, néhány infúziós löszből álló kiemelkedést kivéve, 15–20 m vastag holocén képződmények fedik. A felszínen többnyire öntésiszap van, mely lefelé réti agyagba, agyagos iszapba, majd egyre durvuló folyóvízi üledékbe megy át (Dövényi, 2010).

Szeged és környékének természetes talajviszonyára jellemző, hogy az élénk paleogeográfiai múlt következtében kis távolságokon belül is a talajtípusok számos változata alakult ki. A város Ny-i ÉNy-i területein típusos és infúziós löszön kialakult mezősegi talajok dominálnak, réti agyagot találunk a városterület ÉK-i határán, a Tisza bal partján, az Újszegedi részen öntéstalajok uralkodnak, de a rossz vízgazdálkodású szikes talajok is előfordulnak a várostól ÉK-re (Korpás, Pálmai, 1955).

Ezek a természetes talajtípusok a város legnagyobb részén már nem lelhetők fel, aminek okai egyrészt a városi funkciók bővülésével erősödő antropogén beavatkozások (pl.: felszíni lefedés, keverés, elhordás, rátöltés stb.) talajmódosító hatásában, másrészt az 1879-es árvízkatasztrófát követő eseményekben keresendők: 1879. március 12-én éjjel két órakor az áradó Tisza átszakította a gátat Szeged felett, és az észak felől a városra zúduló árvíz teljesen lerombolta a Tisza parti várost. Lechner Lajos – az újjáépítési munkálatok egyik vezetője – feljegyzései szerint az 5723 épületből mindösszesen 265 maradt csak fenn, ami a korábbi állomány mindösszesen 5%-a (Blazovich, 2007). A város újjáépítését hamar megkezdték, mely nagy ívű munka eredményeképpen urbanisztikai és építészeti szempontból is a korabeli Magyarország legmodernebb városa született meg. Az újjáépítés állami, és részben nemzetközi segítséggel valósult meg, mely során legszükségesebbnek tekintették a várost az ár- és belvizek támadásától megóvó gátak létesítését, valamint a város területének az 1879. évi árvíz szintjénél („eszmenyi szint”) magasabbra emelését (Blazovich, 2007). Megépült a várost félkörívben ölelő, csaknem 12 km hosszú Körtöltés (Bátyai, 1979), valamint a város eredeti térszínét is lényeges mértékben megemelték, mely mesterséges feltöltés 16,1 millió m³ „urbanit” helyszínre szállításával valósult meg (Andó, 1979). Így a Körtöltésen belüli városterületek mintegy felét különböző vastagságban mesterséges földtömeg takarja. A feltöltés a belvárosban, a belvárosi híd lábánál a legnagyobb, itt még a 6 m-t is meghaladja. A kiskörúton belül a feltöltés mértéke 4–6 m, a két körút között 3–4 m, míg a nagykörúton kívüli területek közel fele nem kapott

feltöltést (Blazovich, 2007). Ez az árvízet követő intenzív földmunka, valamint az azóta is zajló, városokra jellemző antropogén beavatkozások együttesen formálták (és formálják ma is) az itteni talajokat. Puskás (2008) 25 városi talajszelvény feltárásával, leírásával és átfogó vizsgálatával jellemezte Szeged antropogén hatásokra módosult talajait. A példaszelvényeket, az antropogén talajokat is magába foglaló, legmodernebb nemzetközi talajosztályozási rendszerbe, a Világ Talaj Referenciabázisba (World Reference Base for Soil Resources, WRB) (FAO et al., 2006) is besorolta. Puskás e munkája úttörőnek tekinthető, hiszen ez volt az első olyan vizsgálat, mely egy magyarországi város talajait osztályozta. Eredményei alapján megállapította, hogy Szeged belvárosára az erősen antropogén Technosol (FAO et al., 2006) talajok jellemzőek, míg az antropogén beavatkozás mértéke és így a talajok technogén jellege – a feltöltésekkel összhangban – a külvárosi területek felé haladva fokozatosan csökken (Puskás, 2008).

Szeged Magyarország harmadik legnépesebb városa, Csongrád megye székhelye, közigazgatási területe 281 km², lakosainak száma 170 052 fő (KSH, 2012). Szeged jelenkori városképét a modern, körutas-sugárutas szerkezet határozza meg, melyet a város újjáépítéskor szintén árvízvédelmi céllal alakítottak ki. A Tiszára, mint tengelyre épült sugárutas-körutas rendszer előnye, hogy a városszerkezet jól áttekinthető tagozódást mutat, viszont hátránya, hogy a városmag felé koncentrálódó forgalom maga után vonja az ezzel járó fokozottabb belterületi légszennyeződést is (Unger, Sümeghy, 2002). A város főbb szerkezeti-morfológiai típusait a viszonylag sűrűn beépített belváros, a nagy panelházak alkotta lakótelepek, az ipari és raktárházak körzetek, a családi házas kertvárosi övezetek, a városi parkok, a Tisza menti zöldterületek, valamint a külterületek mezőgazdasági területei adják (Unger, 2007).

Mivel Szegeden a nehézipar köztudottan nem telepedett meg (Blazovich, 2007) és a város ipari létesítményeit főleg a kisebb könnyűipari üzemek (néhány vegyipari és textilipari gyár, élelmiszeripari üzemek) képviselik, fő nehézfém-szennyező forrásnak a közlekedés tekinthető. Szeged fontos közlekedési csomópont. Ide futnak be déli és keleti szomszédjaink felé vezető utak, és a Szegeden áthaladó tranzitforgalom jelentős része is ezeken az utakon zajlott. A 2005-ben elkészült M5-ös és a 2011-ben elkészült M43-as gyorsforgalmi utak átadásával a városon áthaladó tranzitforgalom mértéke jelentősen lecsökkent ugyan, de a városba belépő országos és regionális jelentőségű főútvonalak továbbra is tekintélyes forgalmat bonyolítanak. Kaszala és Galbács (1999) e főutak városhatárt elhagyó szakaszainak nehézfémterheltségét vizsgálták a kilencvenes évek végén. Méréseik alapján megállapították, hogy a Szegedről kivezető öt főút közül a Hódmezővásárhelyre vezető 47-es és a Budapest felé vezető 5-ös főút melletti talajok mutatták a legnagyobb fémterheltséget. Azonban nemcsak a városon kívüli főútvonalakra, hanem a város területére irányultan is történtek nehézfémekkel kapcsolatos kutatások. Kiss és munkatársai (2007) Szeged egész területéről vett faminták évgyűrűinek elemzése alapján vizsgálták a város nehézfémterheltségét és a fémterheltség változását az 1995 és 2005 között eltelt időszakban. A mintákat 1999-ben és 2005-ben gyűjtötték. A fafuratokról leválasztották az utolsó 5 év évgyűrűit (1995–1999 illetve 2001–2005), melyeket aztán kiszárítottak és négy elemre (Cu, Pb, Zn, Cd) analizáltak. A dendrokémiai vizsgálatok során megállapították, hogy 2001 és 2005 között jelentősen megnőtt a fákban felhalmozott fémek mennyisége az 1995 és

1999 közötti időszakhoz viszonyítva, és a fémek az egész város területén megjelentek. Az ólom és a cink koncentrációja 2–3-szor magasabb lett, míg a kadmium és réz koncentrációk a famintákban egy nagyságrenddel nőttek.

13. táblázat. Alföldi városok talajainak (0–10 cm) királyvíz-oldható nehézfém tartalma (mg/kg) (Farsang, Puskás, 2007^{*}; Puskás, 2008^{**})

Városi talajok fémtartalma (mg/kg)		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Cegléd [*] N = 7	Átlag	1,13	10,89	29,77	24,61	16,22	10,56	25,64
	Min. érték	0,02	7,225	0,351	4,451	5,034	0,25	4,185
	Max. érték	2,59	17,24	51,5	86,17	35,49	24,7	61,88
Békéscsaba [*] N = 13	Átlag	0,93	9,03	108,08	10,96	16,85	69,08	85,39
	Min. érték	0,27	7,03	85,01	8	11,61	26	57,75
	Max. érték	1,93	12,65	143,7	13,87	20,06	126,8	150,3
Gyula [*] N = 15	Átlag	0,54	7,44	25,69	24,34	12,59	25,32	76,41
	Min. érték	0,04	2,18	5,82	4,58	3,22	0	21,03
	Max. érték	1,11	13,35	55,05	86,44	22,49	50,82	135,8
Debrecen [*] N = 80	Átlag	<1	5,1	-	17,8	16,7	28,8	-
	Min. érték	<1	2	-	2	4	5	-
	Max. érték)	<1	37	-	72	61	208	-
Szeged [*] N = 39 (zöldterületi talajok)	Átlag	1,77	46,79	17,47	270,39	30,16	47,04	119,82
	Min. érték	0,2	15,25	5,44	198,89	9,19	11,05	11,77
	Max. érték	13,29	69,85	73,46	509,04	58,96	332,81	650,64
Szeged ^{**} N = 25 (városi és város környéki talajok)	Átlag	0,5	6,4	55,1	44,1	32,8	37,8	156,8
	Min. érték	0,3	0,2	17	14,5	6,8	1,1	27,2
	Max. érték	1,1	19,1	90	88,2	58,4	135,9	227,8
„B” szennyezettségi határérték		1	30	75	75	40	100	200

Szeged zöldterületi talajainak nehézfémterheltségét Farsang és Puskás (2007) vizsgálták. A talajmintákat 1998 és 1999 folyamán gyűjtötték a város forgalmas útjaitól távol eső zöldterületekről, parkokból, játszóterekről. Az általuk mért értékeket az antropogén terheléstől mentes talajok fémtartalmával összehasonlítva megállapították, hogy a város zöldterületi talajainak nehézfémterheltsége igen jelentős. A talajmintákban mért fémkoncentrációk átlagértékei a Ni és a Co kivételével meghaladták a rendeletben megszabott „B” szennyezettségi határértéket². Szeged mellett az Alföld más városaiban is végeztek talajminta vételezést a szegedihez hasonló módszerrel, szintén parkokból, zöldterületekről. A vizsgált alföldi városok talajainak fémtartalmával összehasonlítva Szeged tűnt ki jelentős szennyezettségével (13. táblázat).

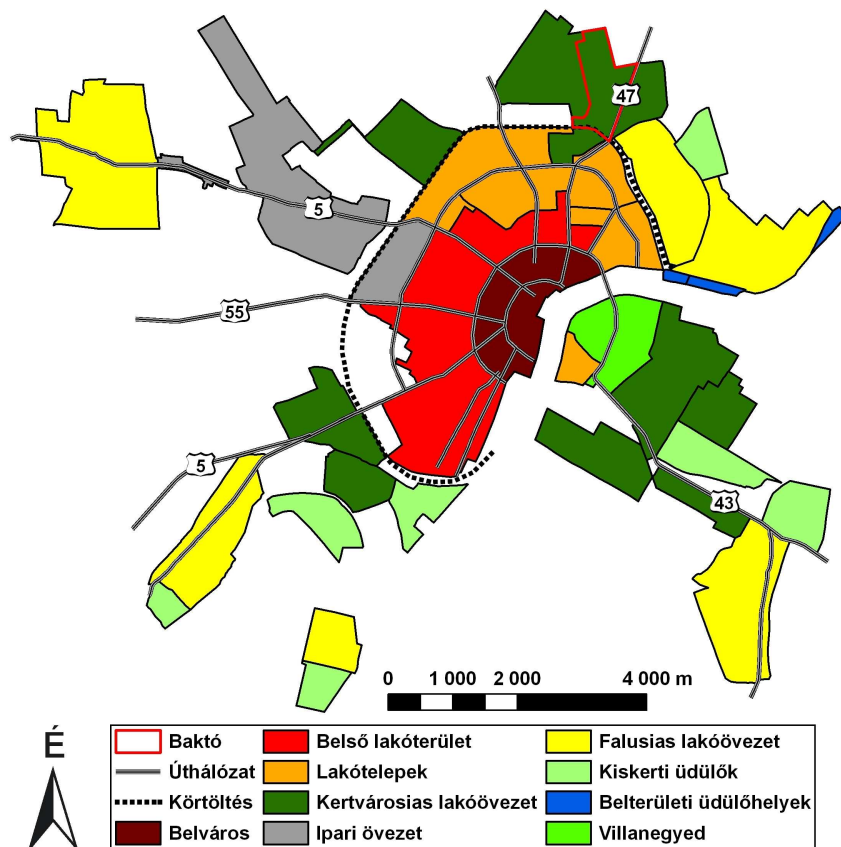
Puskás (2008) néhány évvel később ismét vizsgálta a város nehézfémterheltségét, ezúttal Szeged különböző területhasználatú helyeiről, valamint a város környéki művelt területekről vett talajminták alapján. Bár a mintavételezés mélysége (0–10 cm) és módja, valamint a mérési módszer is megegyezett a korábbi vizsgálatkor alkalmazottal, a mért fémkoncentrációk átlagértékei ez esetben egy fém tekintetében sem adódtak határérték felettinek (13. táblázat).

² 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg védelméhez szükséges határértékekről.

IV. MINTAVÉTELI ÉS VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

IV.1. Mintaterület kijelölése

Szeged belterületén kisebb művelt területeket, kiskerteket főleg a *kertvárosias jellegű lakóövezetekben* (KSH, 2003) találunk. Az ide sorolt kellemes lakókörnyezetű egységek a városközponttól távolabb, szétszórtnan helyezkednek el, melyek általában laza-, családi házas beépítésű területek, melyekhez rendszerint kert is tartozik (KSH, 2003). A kertvárosias jellegű lakóövezetek legnagyobb részét a városhoz kapcsolódó, de a Körtöltésen kívüli telepek (Béketelep, Kecskés-telep, Klebelsberg-telep), valamint Baktó és Újszőreg képezik. A mintavételi terület kijelölésénél arra törekedtem, hogy olyan egybefüggő területet találjak családi házakkal és kertekkel, mely a városon belül helyezkedik el, továbbá a közlekedés fémszennyező hatásának kimutatásához az is elengedhetetlen volt, hogy a vizsgálandó terület mellett lehetőség szerint nagy forgalmú útvonal is elhaladjon.



2. ábra. Szeged város belső funkcionális tagozódása (KSH, 2003) és fontosabb úthálózata (ábrát készítette Henits László)

Diplomamunkám során a Szegedről kivezető főbb közlekedési útvonalak mellett elhelyezkedő egy-egy kert nehézfémterheltségét már vizsgáltam. Ekkor a vizsgált utak közül (43-as főút Szőreg felé vezető szakasza, 47-es számú Hódmezővásárhelyi út, 5-ös számú főút Budapest felé vezető szakasza, 55-ös számú Bajai út, 5-ös számú főút Röszke felé vezető

szakasza) a Szőregi út és a Hódmezővásárhelyi út mellett elhelyezkedő kertekben mértem a legmagasabb fémkoncentrációkat, e két út fémterhelése volt a legjelentősebb (Szolnoki, 2009). Éppen ezért választásom Baktó városrészre esett, mely a 18 679 EJ/nap járműforgalmat bonyolító (SZMJVÖ, 2007), Hódmezővásárhelyre vezető 47-es számú főút közvetlen közelében terül el (2. ábra).

Baktó a város ÉK-i részén elhelyezkedő, közel 1 km² nagyságú terület családi házakkal és kertekkel, eredeti talaja az agrotopográfiai térképsorozat vonatkozó szelvénye alapján réti csernozjom (MÉM FTH, 1987). Az itt található telkeket az 1930-as évek elején kezdték el kiosztani és kezdetben főként gyümölcsösöket telepítettek ide (Blazovich, 2007), majd a terület fokozatosan átalakult kertvárosi lakóövezetté (KSH, 2003), ahol sok családi ház kertjében máig is termelnek konyhakerti zöldségeket, gyümölcsöket.

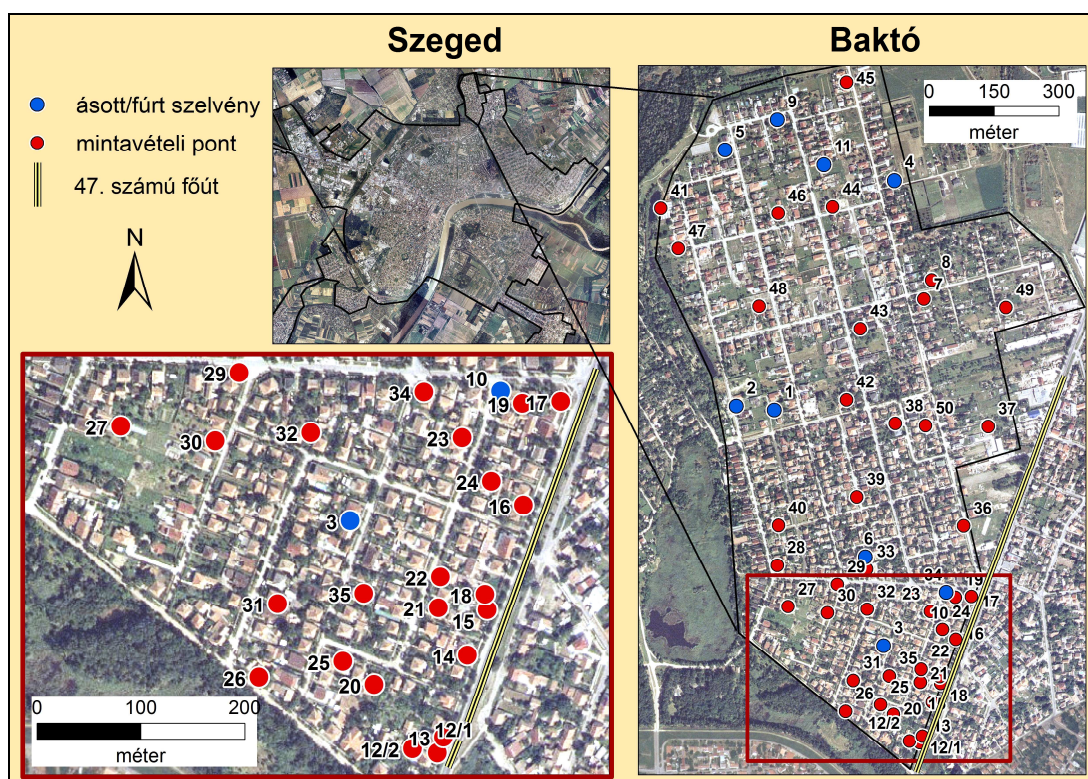
E városrész ideális mintaterületnek tűnt abból a szempontból is, hogy az 1879-es Nagy Árvízet követő feltöltések, melyek a város körtöltésén belüli részén elhelyezkedő talajokat teljesen átalakították (Puskás, Farsang, 2009), Baktót nem érintették. Így a körtöltésen kívül elhelyezkedő Baktó területén valóban a kertművelés és a lokális antropogén tevékenységek talajmódosító hatásait tanulmányozhattam.

IV.2. Mintavétel

A mintavételezést terepszemle előzte meg, amikor is bejártam a vizsgálandó területet és a mintavételezésre alkalmasnak vélt kerteket térképen megjelöltem, valamint egyeztettem a lakókkal az esetleges mintavételezésről és a lehetséges időpontokról. A mintapontok kijelölésénél arra törekedtem, hogy azok Baktó területét egyenletesen lefedjék, és a 47-es főút mellett közvetlenül elhelyezkedő kertekből lehetőség szerint minél többet megmintázzak, így az út mellett a mintavételi hálót sűrítettem (3. ábra).

Összesen 50 családi ház, 51 kertjéből gyűjtöttem talajmintákat 2010 folyamán több alkalommal, egységes módon. A kerteken belül a mintavételek helyét az épületektől, járdáktól, esetleges fém műtárgyaktól legalább 2 méterre igyekeztem kijelölni úgy, hogy azok jól reprezentálják az adott kert általam definiált hasznosítási típusát, melyek a következők voltak. Zöldségeskert (31 db), melyekben jelenleg is termelnek konyhakerti zöldségeket, gyümölcsös (9 db), mely kertekben jelenleg csak gyümölcsfák, esetleg gyümölcsbokrok vannak, és díszkert (11 db), melyekben jelenleg emberi fogyasztásra szánt növényeket nem, csak díszítő növényeket, virágokat nevelnek. Így zöldségeskerteknél és díszkerteknél az ágyásokból, míg gyümölcsösöknél a gyümölcsfák alól vettem átlagmintát a következőképpen: A fedetlen talajfelszínről 6–8 m²-es területről 10–12, azonos tömegű pontmintát gyűjtöttem a talaj 0–10 cm-es mélységéből egy műanyag mintavevő kanál segítségével. A pontmintákat egy műanyag vödörben jól összekeverve és belőlük kb. 1 kg mennyiségeket kivéve létrehoztam a kertet reprezentáló átlagmintát. Minden kertből vettem kontroll mintát is a területegység közepéről, 80–100 cm mélységből, Eijkelkamp típusú, kézi talajfúró segítségével, mely kontrollminták pontminták. Minden talajmintát feliratozott, műanyag, zárható zacskókba tettem és mintavételi

jegyzőkönyvben rögzítettem a mintavétel idejét, helyét (utca, házszám), a kert hasznosítási típusát, valamint a mintavétel pontos EOY koordinátáit, melyet kézi, Garmin Geko 201 típusú helymeghatározóról (GPS) olvastam le (1. melléklet). A kertek közül 20 zöldségeskertből összesen 35 növénymintát is begyűjtöttem a kertekben gyakran termesztett gyöker- és leveles zöldségekből (2. melléklet). A saláta, sárgarépa és vöröshagyma esetében kertenként 1-1 db egészségesnek látszó, jól fejlett példányt gyűjtöttem be, míg a sóska, és spenót esetében 10–15 db egészséges levelet szedtem és ezeket kezeltem egy mintaként. A zöldségek begyűjtésére a mintavétellel egy időben, illetve a tavaszi zöldségek esetében az adott kertbe visszatérve a következő év tavaszán került sor. A talajminták és növényminták begyűjtésén kívül kérdőívet is kitölttettem a lakókkal, mely kérdések a talajhasználat módjára, a kert múltjára, növényvédő szerek és egyéb talajjavító anyagok használatára, öntözési szokásokra és az esetleges feltöltésekre irányultak. Egy minta kérdőív és a kérdőívek mintavételi helyekre összesített eredményei a mellékletben találhatók (3. és 4. melléklet).



3. ábra. A mintavételi helyek, és a feltárt kerti példaszelvények elhelyezkedése

A városi kerti talajok nehézfémtartalmának vizsgálata mellett célom volt, hogy e talajok sajátosságairól, módosulásaik mértékéről, antropogenitást jelző tulajdonságairól is információt szerezzek, valamint e talajokat a legmodernebb, antropogén és emberi hatásra módosult talajokat is magába foglaló talajosztályozási rendszerbe, a Világ Talaj Referenciabázisba (WRB) is besoroljam. Ezért kilenc kertben az átlagminta vételén kívül kerti példaszelvények feltárására és helyszíni vizsgálatára is sor került, mely szelvények közül 5 darab ásott, négy pedig talajfúróval mélyített szelvény volt (3. ábra). A talajszelvények helyszíni vizsgálatánál és leírásánál a FAO talajleíráshoz ajánlott irányelveit (Guidelines For Soil Description) vettem alapul (FAO, 2006), és a szelvények helyszíni vizsgálati eredményeit a Puskás (2008) által a városi talajok helyszíni

leírásához kidolgozott és általam kerti talajok leírásához tovább módosított helyszíni vizsgálati jegyzőkönyvekben rögzítettem. A talajszelvényekről készült képek és helyszíni vizsgálati jegyzőkönyvek a mellékletben találhatóak (5. és 6. melléklet).

A feltárt kerti példaszelvények leírása és helyszíni vizsgálata mellett a szelvények szintjeiből illetve rétegeiből vett talajminták laboratóriumi vizsgálatát is elvégeztem, hogy a szelvények WRB besorolása mellett a városi kerti talajok sajátosságairól is információt szerezzek. Továbbá e szelvények szintjeiből vett minták arra is szolgáltak, hogy a nehézfém-koncentrációk vertikális eloszlását ezeket analizálva tanulmányozhassam.

IV.3. Laborvizsgálati módszerek

IV.3.1. Talajminták és növényminták előkészítése

A laboratóriumba szállított talajmintákat a mintavételi zacskókból kivéve megtisztítottam a szemmel is jól látható növénymaradványoktól, gyökerektől, majd a mintákat szobahőmérsékleten szárítottam, majd dörzsmozsárban porítottam, és 2 mm-es lyukátmérőjű szitán áteresztve előkészítettem a laboratóriumi vizsgálatokhoz.

A zöldségmintákat először folyó csapvíz alatt teljesen megmostam, a rátapadt talajmaradványoktól teljesen megtisztítottam, és ezt követően desztillált vízzel egymás után háromszor leöblítettem, majd papír törülközőre téve megszárogattam. Az összes zöldség esetében csak a fogyasztásra szánt részeket vizsgáltam, a szárakat, levélleveleket és (a répák kivételével) a gyökeret is eltávolítottam. A sárgarépa esetében a gyökeret vizsgáltam, melyet hámozás nélkül, műanyagból készült reszelővel lereszeltem, és az így nyert reszeléket feliratozott, analitikai mérlegen lemért bepárló tálakba tettem. A többi zöldségmintát szintén előre lemért, feliratozott bepárló tálakba téve lemértem a minták „nedves” tömegét, majd a bepárló tálakat a zöldségmintákkal szárítószekrényben súlyállandóságig szárítottam. Ezt követően a minták „száraz” tömegeit is megmértem, majd a kiszáritott mintákat összetörve és homogenizálva műanyag, zárható, feliratozott zacskókban tároltam a vizsgálatig.

IV.3.2. Talajminták alaptulajdonságainak vizsgálata

Talajok színe

A feltárt példaszelvényekből származó talajminták esetében, még a minta előkészítést (porítást) megelőzően, a talajok száraz és nedves színét is meghatároztam. Ehhez a még nedves, majd a szárítást követően már teljesen kiszáradt talajok színét megállapítottam a Munsell-skála segítségével, majd az adott színhez tartozó színkódokat feljegyeztem.

Fizikai féleség

A talajminták fizikai féleségét az Arany-féle kötöttségi szám meghatározásával vizsgáltam. A vizsgálatot az MSZ-08-0205:1978 magyar szabvány alapján végeztem el, kézi keverés mellett.

A vizsgálat alapját az képezi, hogy a talajok annál több vizet képesek felvenni, minél kötöttebbek, minél több talajkolloidot tartalmaznak (Buzás, 1993). A vizsgálat során 100 g előkészített talajmintát dörzsmozsárba mértem, majd bürettából, folytonos keverés mellett, desztillált vizet adagoltam hozzá addig, míg a talajpép a képlékenységi határát el nem érte. A képlékenységi és a híg folyóssági határának elérését a fonalpróbával ellenőriztem (Keveiné, Farsang, 2008), és ekkor a bürettából fogyott víz mennyiségeket feljegyeztem. Ezután a kötöttségi számot (K_A) az alábbi összefüggés alapján számítottam ki:

$$K_A = \frac{V * 100}{m},$$

ahol V a bürettából fogyott víz térfogata cm^3 -ben, míg m a bemért talaj tömege g-ban. Az Arany-féle kötöttségi szám ismeretében következtetni lehet a talaj fizikai féleségére.

Kémhatás (pH H_2O , KCl)

A talajminták kémhatását potenciometriás módszerrel határoztam meg az MSZ-08-0206-2:1978 magyar szabvány alapján. A desztillált vizes pH mellett, a rejtett savanyúság meghatározása érdekében, a talajok KCl-os pH-ját is mértem. A vizsgálatához mindegyik mintából 6-6 g talajt 2-2 kémcsőbe mértem, majd az egyikhez 15 cm^3 desztillált vizet, a másikhoz 15 cm^3 KCl oldatot adtam. A kémcsöveket jól összeráztam, majd 24 órás várakozási idő után a pH mérést, előzetesen kalibrált, Inolab pH 720 típusú műszerrel végeztem el.

Szénsavasmész-tartalom ($\text{CaCO}_3\%$)

A talajminták szénsavasmész-tartalmát az MSZ-08-0206-2:1978 magyar szabvány alapján határoztam meg a Scheibler-féle kalcimétert alkalmazva. A talaj szénsavasmész-tartalma meghatározásának e módszere azon alapul, hogy a talaj mésztartalma sósavval megbontható, miközben a karbonáttartalomnak megfelelő mennyiségű CO_2 keletkezik a reakció során, mely a kalciméterrel felfogható és mérhető. Így a hőmérséklet és a légnyomás ismeretében a mésztartalom (C) tömegszázalékban (m/m%) megadva az alábbi képlet alapján kiszámolható:

$$C = \frac{V * a * 100}{m},$$

ahol V a keletkezett CO_2 térfogata ml-ben, az a érték adott hőmérsékleten és légnyomáson 1 ml CO_2 -nak megfelelő tömegű szénsavas mész g-ban kifejezve (20°C -on és 756 mm-es légnyomáson, $a = 0,004229$ (Keveiné, Farsang, 2008)), míg m a méréshez bemért talajminta tömege g-ban.

Humusztartalom (H %)

A talajminták humusztartalmát az MSZ 21470-52:1983 magyar szabvány alapján határoztam meg kolorimetriás módszerrel, Helios γ típusú spektrofotométert alkalmazva. A humusztartalom meghatározásához a talajmintákból, az előzetes humusztartalom becslésének alapján, 0,5 illetve 1 g-ot bementem Erlenmeyer lombikokba, majd mindegyik mintára 10 ml $0,16 \text{ mol/dm}^3$ -es $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ oldatot, valamint 20 ml 96%-os H_2SO_4 oldatot adagoltam. Miután a

roncsolókeverék kihűlt, további 100 ml desztillált vizet adtam hozzá és 24 h ülepedési idő elteltével a roncsolókeverék fényelnyelését, dekantálást követően, fotométerrel megmértem. A mérés elve az, hogy az erős oxidáló hatású roncsolókeverék eloxidálja a talajminta szerves széntartalmát, miközben a roncsolókeverék redukálódik és színe a redukálódott Cr^{3+} -ionok miatt megváltozik. Így a szerves szénnel arányos mennyiségben keletkező Cr^{3+} -ionok fényelnyelését 590 nm hullámhosszon mérve a talajminta szerves kötésű C-tartalma (C%) megadható. Mivel a talaj humuszanyagainak C-tartalmát átlagosan 58%-nak vesszük, a mért szerves C-t 1,72-vel megszorozva megkapjuk a talajminta humusztartalmát (H%) tömegszázalékban (Fülek, Filep, 1999).

Humuszminőség

A talajminták humuszminőségét optikai módszerrel vizsgáltam, frakcionálás nélkül, Hargitai módszere szerint (Fülek, Filep, 1999). A vizsgálat alapját az képezi, hogy a híg NaOH oldatban a talaj gyengébb minőségű, kisebb molekulatömegű, kevésbé humifikálódott humuszanyagai oldódnak, míg NaF-os kezelésre a jó minőségű, nagyobb molekulatömegű humuszanyagokat lehet oldatba vinni. Így a két oldószerrel nyert humuszoldat fényelnyelése felhasználható a humusz minőségének jellemzésére. A vizsgálathoz mindegyik talajmintából 10-10 g-ot bémértem 2-2 Erlenmeyer lombikba, és az egyik talajmintához 100 cm^3 5 g/dm^3 NaOH, a másikhoz 100 cm^3 10 g/dm^3 NaF oldatot adagoltam. A rázógépből való rázatást, 48 h ülepítést és dekantálást követően a humuszoldatok fényelnyelését (extinkcióit) Helios γ típusú spektrofotométeren mértem 533 nm hullámhosszon (MSZ 21470-52:1983). A két oldat extinkcióját (E_{NaF} , E_{NaOH}) egymáshoz viszonyítva az úgynevezett *humuszstabilitási számot* (Q) kapjuk, míg ezt az értéket elosztva az összes humusztartalommal (H), a humuszanyagok stabilitását kifejező, *humuszstabilitási koefficienshez* (K) jutunk (Keveiné, Farsang, 2008):

$$Q = \frac{E_{\text{NaF}}}{E_{\text{NaOH}}}; \quad K = \frac{Q}{H}$$

Vízben oldható összes sótartalom

A talajok összes vízoldható sótartalmát az MSZ-08-0206-2:1978 magyar szabvány alapján végeztem el OK-104 típusú konduktométert alkalmazva. A vizsgálathoz 100 g talajmintához ultradesztillált vizet adagoltam keverés mellett mindaddig, míg képlékeny talajpépet kaptam. Az így nyert talajpépbe a vezetőképesség mérő műszer elektródáját bemerítve a talaj összes oldott sótartalma %-ban megadva a műszerről közvetlenül leolvasható

Olsen-féle foszfortartalom

A vizsgált kerti példaszelvények WRB (2006)-ba történő besorolásakor a „Hortic” diagnosztikai talajszint igazolásához elengedhetetlenül szükséges volt mérni egyes talajminták 0,5 M NaHCO_3 oldható P_2O_5 tartalmát, mely mérési módszer az Olsen-féle foszfortartalomként is ismert (FAO et al., 2006). Így egyes szelvényekből vett talajminták esetében ezt a vizsgálatot is elvégeztem. A vizsgálat során a talajmintát $0,5\text{ mol/dm}^3$ -es nátrium-hidrogénkarbonát oldattal (pH = 8.5) kezeljük, és a talajkivonat foszfát tartalmát kolorimetriás módon határozzuk meg úgy,

hogy a talajkivonathoz adagolt ammónium-molibdenát a foszfáttal komplexet képez, mely aszkorbinsav jelenlétében kék színű anyaggá redukálható. A képződött kék színű oldat fényelnyelését 720 nm hullámhosszon mérve a talajminta foszfáttartalma kiszámítható, természetesen kalibráló egyenes felvételét követően (van Reeuwijk, 2002). A vizsgálandó talajmintákból 5-5 g-ot Erlenmeyer lombikokba mértem, hozzáadtam 100 ml-t az előzőleg elkészített nátrium-hidrogénkarbonát oldatból, és az így nyert oldatokat, 30 perces rázógépből történő rázatást követően, szűrőpapíron leszűrtem. A talajkivonatokból, a vak mintából, valamint a kalibráló oldatsorozatból 3-3 ml-t kémcsövekbe pipettáztam, és egyenként 3 ml-t adagoltam hozzá az előre elkészített reagens keverékből, mely a molibdenátot és az aszkorbinsavat is tartalmazta (van Reeuwijk, 2002). Egy óra elteltével, miután a kék szín teljesen kifejlődött, Helios γ típusú spektrofotométerben 720 nm hullámhosszon mértem a kalibráló sor, a vak minta és a talajoldatok fényelnyelését. A kalibráló egyenes felvétele után a vizsgált talajminták foszfortartalma (P) (mg/kg) a következő képlettel számítható (van Reeuwijk, 2002):

$$P = a * \frac{100}{m},$$

ahol a a talajoldat vak oldattal korrigált foszfor tartalma mg/l-ben, míg m az oldathoz bemért talajminta tömege g-ban.

IV.3.3. Talajminták „összes” fémtartalmának vizsgálata

A talajminták nehézfém tartalmának vizsgálatakor a királyvízzel oldatba vihető fémkoncentrációkat határoztam meg az MSZ 21470-50:2006 magyar szabvány alapján. A királyvíz (cc. HCl:HNO₃, 3:1) ugyan nem oldja fel teljes egészében a szilikát mátrixot, így a mállással potenciálisan felszabaduló frakciót jellemzi, gyakran azonban a talajok „összes” fémtartalmára vonatkoztatják (Kádár, 1998; Rao et al. 2008). A feltárás során a talajmintákból analitikai pontossággal 0,5 g talajmintát mértem (Precisa 205 ASCS típusú analitikai mérlegen) a teflon feltáró csövekbe és 7 cm³, előzetesen elkészített, királyvizet pipettáztam a talajmintákra, majd a feltáró csöveket lezárva Anton Paar Multiwave 3000 típusú mikrohullámú feltáróban, a talajminták feltárását elvégeztem. Az így nyert oldatokat, kis mennyiségű desztillált víz adagokkal alaposan átmosva, 50 ml-es mérőlombikokba szűrőpapíron átszűrtem, majd a lombikokat jelre állítottam. A nehézfémek (Ni, Co, Cr, Zn, Pb, Cd, Cu) és As, valamint referencia elemként a Ti mérése Perkin Elmer ICP-OES Optima 7000 DV típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométerrel történt.

IV.3.4. Talajminták mobilizálható fémtartalmának vizsgálata

Mivel a talajok „összes” fémtartalmának bizonyos része a talajban általában erősen kötött formában van jelen, így az keveset mond a felvehetőségről, veszélyeztetettségéről, ezért környezetvédelmi szempontból a mobilizálható fémformákat is vizsgálnunk kell. Ezért néhány általam kiválasztott talajminta esetében, a különböző mozgékonyaságú fémformák

meghatározásához, a módosított BCR szekvenciális feltárást alkalmaztam (Rauret et al., 1999). Ez a szekvenciális feltárás az európai közösség szabványügyi testülete (*Standards Measurements and Testing Programme*, korábban *Bureau Communautaire de Reference (BCR)*) által kidolgozott és módosított, három lépcsős szekvenciális feltárás, melyet eredetileg üledékek vizsgálatára dolgoztak ki, de azóta sikeresen alkalmazták különböző mértékben szennyezett talajokon is (Rao et al., 2008).

A BCR szekvenciális feltárást Rauret et al. (1999) által közöltek alapján végeztem el (14. táblázat), két párhuzamos mintát alkalmazva:

Első lépcső (kicserélhető, sav- és vízdoldható frakció): A talajmintákból 1-1 g-ot bemértem a centrifuga csövekbe, és 40 ml 0,11 mol/dm³-es ecetsav (CH₃COOH) oldatot adagoltam hozzá, majd a centrifuga csöveket lefedtem. Szobahőmérsékleten történő 16 h rázógépes rázatást követően centrifugálással elválasztottam a szilárd maradékot a felülúszó folyadéktól, melyet szűrőpapíron mintatartó edényekbe szűrtem. A szilárd maradékot 20 ml desztillált vízzel átmostam 15 perc ráztatás közben, és a mosófolyadékot centrifugálással elválasztottam a szilárd maradéktól. Az első lépcső során oldatba kerülő nehézfémeket a kicserélhető, és karbonáthoz kötött fémek alkotják, melyek könnyen a talajoldatba kerülhetnek például a pH csökkenése során, de az így meghatározott frakciót a növények is könnyen fel tudják venni (Ure, 1996).

Második lépcső (redukálható frakció): Az első lépcső szilárd maradékához 40 ml 0,5 mol/dm³-es salétromsavval megsavanyított hidroxilamin-hidroklorid oldatot adagoltam, majd a centrifugacsöveket lezártam, és az első lépcsőnél leírtakkal megegyezően a 16 h ráztatás és centrifugálással történő elválasztás következett. Az így nyert felülúszó folyadékot szűrőpapíron mintatartó edényekbe szűrtem, majd a szilárd maradékot a fent leírtakkal megegyező módon átmostam. A második frakciót a vas- és mangán-oxidokhoz kötött fémek alkotják, melyek anoxikus talajkörülmények között képesek mobilizálódni, például egy elöntési esemény, vagy magas talajvízállás esetén.

Harmadik lépcső (oxidálható frakció): A második lépcső maradékához először 10 ml 8,8 mol/dm³-es hidrogén-peroxidot adagoltam, és a feltárást 1 órán át szobahőmérsékleten, majd 1 órán át 85 °C-os vízfürdőben végeztem, majd az oldatot melegítéssel körülbelül 1 ml térfogatra redukáltam. Ezt követően újabb 10 ml hidrogén-peroxid hozzáadásával az eddig leírtakat megismételtem. Ekkor a nedves maradékhoz 50 ml 1 mol/dm³-es ammónium-acetát (pH = 2) oldatot adagoltam, és ismét a 16 h ráztatás következett. Ez után a felülúszó folyadékot centrifugálással leválasztottam, melyet szűrőpapíron mintatartó edénybe szűrtem. Az így nyert frakciót a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött fémek alkotják, melyek például a szerves anyagok bomlása során mobilizálódhatnak.

Maradék frakció: Bár ez a lépés nem része a BCR feltárásnak, a maradék frakciót is kiszámítottam oly módon, hogy az adott minta királyvíz oldható fémkoncentrációjából kivontam a fent leírt lépcsők során kapott fémkoncentrációk összegét (14. táblázat). A maradék frakciót a nem szilikát ásványok rácsában kötött fémek alkotják (Rao et al., 2008).

A fémkoncentrációk mérése a szekvenciális feltárás esetében is az ICP optikai emissziós spektrofotométerrel történt. A szekvenciális feltárás során a párhuzamos mintákból mért koncentrációk átlagolásával adtam meg a minták egyes frakcióinak koncentrációit.

14. táblázat. Az alkalmazott BCR szekvenciális feltárás egyes lépései

Lépcső (s)	Oldószer (1 g talajhoz)	Frakció	Feltérési körülmények
S1	- 40 ml 0,11 mol/l ecetsav	kicserélhető, sav- és vízoldható	16 h ráztatás szobahőmérsékleten
S2	- 40 ml 0,5 mol/l hidroxilamin-hidroklorid (pH = 1,5; HNO ₃)	redukálható	16 h ráztatás szobahőmérsékleten
S3	- 10 ml 8,8 mol/l hidrogén-peroxid	oxidálható	1 h szobahőmérséklet, 1 h +85 °C vízfürdőben
	-10 ml 8,8 mol/l hidrogén peroxid		1 h +85 °C vízfürdőben
	- 50 ml 1 mol/l ammónium -acetát (pH = 2, HNO ₃)		16 h állandó ráztatás szobahőmérsékleten
maradék (számolt)	maradék = külön minta királyvíz oldható fémtartalma–(S1+S2+S3)		

IV.3.5. Növényminták fémtartalmának vizsgálata

A növényminták esetében is a fémkoncentrációkat határoztam meg a szárazanyagra vonatkoztatva. A száraz, homogenizált növénymintákból 0,5 g-ot analitikai pontossággal a feltáró csövekbe mértem, majd 8 ml 65%-os salétromsavat pipettáztam hozzá, és a feltárást ez esetben is a zárt rendszerű mikrohullámú feltáróban végeztem el. Az így nyert oldatokat 50 ml-es mérőlombikokba szűrőpapíron átmostam, majd a lombikokat jelre állítottam. A fémek mérése ez esetben is az ICP optikai emissziós spektrofotométerrel történt.

A növényminták szárazanyagra vonatkoztatott fémkoncentrációit átszámítottam a növényminták eredeti (nedves) tömegére is az MSZ 21470-50:2006 magyar szabványban megadott képlet segítségével (a növényminták nedves- és száraz tömegének ismerete alapján) azért, hogy az egyes zöldségmintákban mért fémkoncentrációk összevethetők legyenek az Európai Bizottság 1881/2006/EK Rendeletében³ megadott határértékekkel is, mely határérték koncentrációk a zöldségek esetében nedves tömegre vonatkoztatva vannak megadva.

IV.4. A kerti példaszelvények osztályozásának módszere

A kertekben feltárt kilenc példaszelvény osztályozásánál a nemzetközi korrelációs talajosztályozási rendszert, a Világ Talaj Referenciabázist (World Reference Base for Soil Resources, WRB) (FAO et al., 2006) használtam. E modern, diagnosztikus szemléletű osztályozási rendszer a talajok objektív elkülönítését és osztályozását teszi lehetővé, hiszen a talajképző tényezők által meghatározott genetikai folyamatok helyett, a talajképző folyamatok által létrejött, jól definiálható diagnosztikus tulajdonságok képezik az osztályozás alapját

³ 1881/2006/EK rendelet az élelmiszerekben előforduló egyes szennyező anyagok felső határértékeinek meghatározásáról (EK, 2006)

(Michéli, 2005). A kétszintű osztályozási rendszer első szintjét, a határozó kulcs által meghatározott, 32 referencia talajcsoportból (Reference Soil Group, RSG) álló referencia bázis alkotja, míg a második szintet az úgynevezett minősítők (qualifiers) képezik, melyek a referencia talajcsoportok (RSG) részletesebb leírását és jellemzését teszik lehetővé (FAO et al., 2006).

A kerti példaszelvények osztályozását a WRB (2006) (FAO et al., 2006) szabályainak megfelelően végeztem a következőképpen: Első lépésként a vizsgált szelvények egyes rétegeinek megjelenését, vastagságát, és mélységét összevettem a WRB által definiált diagnosztikus szintekkel, tulajdonságokkal, anyagokkal, melyek részletesebb jellemzésére a WRB segédletét (Guidelines for Soil Description) (FAO, 2006) alkalmaztam. Második lépésként a szelvényben már beazonosított diagnosztikus szinteket, tulajdonságokat és anyagokat összehasonlítottam a referencia talajcsoportok kritériumaival. A kulcon sorrendben haladtam végig mindaddig a referencia talajcsoportig, amely összes követelményének a vizsgált szelvény elsőként megfelelt. Az osztályozás első szintjét jelentő referencia talajcsoport beazonosítása után második szinten előtag és utótag minősítőket is alkalmaztam. A referencia talajcsoport neve elé helyezendő úgynevezett előtag minősítők (Prefix qualifiers) az adott talajcsoportra tipikusan jellemző, illetve a más talajcsoportokhoz hajló átmeneti tulajdonságokra utalnak, míg a referencia talajcsoport neve mögött zárójelben felsorolandó utótag minősítők (Suffix qualifiers) egyaránt vonatkozhatnak diagnosztikai szintekre, tulajdonságokra, anyagokra, de az utótag minősítők a talaj fizikai, kémiai, ásványtani tulajdonságaira is utalhatnak. A specifikáló (pontosító) tagok, mint például az Epi-, Endo-, Hyper-, Hypo-, Thapto-, Bathy-, Para-, Proto-, Cumuli- és Ortho- előtagok, az adott minősítő meghatározott jellegzetességére utalnak (FAO et al., 2006).

Az osztályozott talajszelvények nevét úgy adtam meg, hogy a beazonosított referencia talajcsoport neve előtt felsoroltam az adott szelvényre illő előtag minősítőket, valamint a referencia talajcsoport mögött zárójelben feltüntettem az alkalmas utótag minősítőket is.

IV.5. Feldúsulási faktorok meghatározása

A vizsgált elemek feltalajban való dúsulásának mértékét feldúsulási faktorok (EF) segítségével becsültem meg. Annak ellenére, hogy a „feldúsulási faktornak”, mint fogalomnak nincs egységes definíciója a talaj szennyezettség vizsgálatokban, a feldúsulási faktor megközelítést széles körben alkalmazzák a fémek feldúsulásának vizsgálatára a legkülönbözőbb talajok esetében (Covelli, Fontolan, 1997; Blaser et al., 2000; Facchinelli et al., 2001; Sterckeman et al., 2006; Massas et al., 2009; Bourennane et al., 2010; Guerra et al., 2011). Dolgozatomban kétféle feldúsulási faktort alkalmaztam a feltalajban dúsuló fémek vizsgálatához:

A feltalajra vonatkozó feldúsulási faktort (Top Enrichment Factor; TEF) Facchinelli és munkatársai (2001) alapján számoltam, mely feldúsulási faktor a feltalaj és az alatta lévő talajréteg fémkoncentrációjának hányadosa. A TEF-t a következő módon számoltam:

$$TEF = \frac{[E]_{SH}}{[E]_{RH}},$$

ahol $[E]$ a kérdéses elem koncentrációja (mg/kg) a felszíni (SH) szintben (0–10 cm) és a referencia (RH) szintben (80–100 cm), ugyan azon a mintavételi helyen.

A másik feldúsulási faktor, amit alkalmaztam, az úgynevezett „talajtani feldúsulási faktor” (Enrichment Factor Pedologic; EFP) Sterckeman és munkatársai (2006) alapján. Ez a feldúsulási faktor nem a tényleges elem koncentrációkat hasonlítja össze a feltalajban és a talajképző kőzetben, hanem a vizsgált elem és egy alkalmasan megválasztott referencia elem, általában az Al, Li, Sc, Ti, vagy Zr arányát vizsgálja a feltalajban az alapkőzethez képest (Bourennane et al., 2010; Szolnoki et al., 2011a). Az általam alkalmazott referencia elem a titán (Ti), ami gyakori kőzetalkotó elem, ásványai a talajban nehezen mállanak, így a talaj konzervatív elemének számít (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Az EFP-t a következő képlettel számoltam:

$$EFP_{Ti} = \frac{[E]_{SH} / [Ti]_{SH}}{[E]_{RH} / [Ti]_{RH}},$$

ahol $[E]$ a vizsgált elem koncentrációja (mg/kg) a felszíni (SH) szintben (0–10 cm) és a referencia (RH) szintben (80–100 cm).

Ha a feldúsulási faktorok értéke 1 körüli vagy az alatti, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém feldúsul a feltalajban, aminek egyrészt a talajképződési folyamatok, másrészt antropogén hozzájárulás lehet az oka. A természetes, pedogenetikus feldúsulás általában nem eredményez kettőnél nagyobb feldúsulási faktor értéket, így ennél nagyobb feldúsulási faktor érték esetén jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető a felszíni szintben (Facchinelli et al., 2001).

IV.6. Bioakkumulációs index számítása

A vizsgált fémek mobilitását a talaj–növény rendszerben bioakkumulációs indexek számolásával és értékelésével becsültem meg. A bioakkumulációs index az adott növény (illetve vizsgált növényi rész) által akkumulált fémmennyiség és a növény termőhelyéül szolgáló talajban mérhető fémtartalom hányadosa, mely a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét is jellemzi (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Tack, 2010). A bioakkumulációs indexet (BAI) a következő módon számoltam:

$$BAI = \frac{[E]_{Növény}}{[E]_{Talaj}},$$

ahol E a kérdéses fém koncentrációja (mg/kg) a vizsgált növényben (szárazanyagra vonatkoztatva) és a talajban („összes”, királyvíz oldható koncentráció).

IV.7. Eredmények kiértékelésének módszerei

A mérési eredmények feldolgozását és értékelését a Microsoft Office Excel 2003 program, valamint az IBM SPSS Statistics 20 program (IBM Corp., 2011) segítségével végeztem el, egyes grafikonok és ábrák szintén e programok segítségével készültek.

A mérési eredmények értékeléséhez többváltozós statisztikai módszereket (főkomponens analízis (PCA), klaszter analízis), valamint paraméteres és nem paraméteres statisztikai próbákat (páros mintás t-próba, két mintás t-próba, variancia-analízis (ANOVA), valamint Mann–Whitney U teszt, Kruskal–Wallis próba) is alkalmaztam. Mivel a legtöbb többváltozós statisztikai elemzés és az alkalmazott paraméteres statisztikai próbák is megkövetelik az adatsorok normál eloszlását (Sajtos, Mitev, 2007), ezért azokon az adatsorokon, amelyek eloszlása eltért a normál eloszlástól, és lognormál eloszlást mutattak, logaritmus transzformációt hajtottam végre. Mind az eredeti adatsorok, mind pedig a transzformált adatsorok normalitásának vizsgálatakor grafikus módszereket és normalitás teszteket is (Kolmogorov–Smirnov teszt) alkalmaztam (Reimann, Filzmoser, 2000). A többváltozós elemzésekénél (PCA) és alkalmazott paraméteres statisztikai próbáknál (t-tesztek, ANOVA) a logaritmus transzformációval normalizált adatbázist alkalmaztam.

A mért adatok térbeli eloszlásának vizsgálatához geoinformatikai módszereket is használtam. Az adatok térbeli elemzését és a különböző térképek (nehézfém térképek, feldúsulási faktor térkép, klaszter térkép) elkészítését az ArcMap 10 programmal végeztem.

V. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA ÉS ÉRTÉKELÉSE

V.1. Kerti talajok a városi „pufferzónában”

Az erősen technogén belvárosi talajok és a város környéki természetes talajok közötti átmeneti zónában („pufferzónában”) elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező kiskerti talajokat vizsgálva először arra kerestem választ, hogy az urbanizáció és a kertművelés együttes hatása milyen mértékben módosítja e talajok fizikai és kémiai tulajdonságait.

V.1.1. Városi kerti talajokat ért antropogén hatások

A kerti talajokat érő antropogén hatásokról és ezek mértékéről igyekeztem minél többet megtudni már a mintavételezéskor, amikor is kérdőívet töltöttem ki a lakókkal a talajhasználatra, a kert múltjára stb. vonatkozó kérdésekkel (3. melléklet).

A kérdőív eredményei (4. melléklet) rávilágítottak arra, hogy a Baktóban vizsgált ötven kertet nagyon eltérő fajtájú és mértékű antropogén hatások érték ez idáig, és érik ma is a művelés által. A jelenlegi házi kertek többsége korábban gyümölcsös volt, de egyes részeken található telkeket azelőtt szántóként vagy legelőként hasznosították. A vizsgált kertek kora és így művelésük időtartalma nagyon különböző. A legidősebb kerteket már 50 éve művelik, míg a legfiatalabb kert a mintavételezés időpontjában lett kialakítva, de ez sem jelenti azt, hogy a múltban a terület nem volt művelve, mert a telek új tulajdonosa nem rendelkezett információval a kert (telek) korábbi hasznosítására vonatkozóan. A vizsgált kertek átlagos művelési ideje a mintavétel időpontjakor 30 év volt.

Annak ellenére, hogy a vizsgált terület a Körtöltésen kívül helyezkedik el, és így az 1879-es árvízkatasztrófát követő feltöltési munkálatok e területet nem érintették, a lakók elmondása alapján a vizsgált kertek 45%-ában történt valamilyen mértékű feltöltés vagy talajszerű anyag (főleg homok) bekeverés, mellyel egyrészt az eredeti talaj szerkezetét igyekeztek javítani, másrészt a lokális mélyedéseket feltölteni. Mind a feltöltés mértéke, mind pedig a feltöltő anyag kertenként nagyon heterogén volt, továbbá a feltöltő anyag eredete is legtöbb esetben ismeretlen maradt, de volt, aki a feltöltés anyagaként Maros hordalékot vagy például tehenészeti trágyát jelölt meg. A vizsgált kertek 39%-ában nem történt feltöltés, míg a kertek 16%-a esetében a lakók nem rendelkeztek erre vonatkozó információval.

A vizsgált kertekben alkalmazott talajjavító anyagok használata is változatos képet mutat. Míg műtrágyát a vizsgált kertek csupán 35%-ában alkalmaznak ritkán vagy rendszeresen, addig szerves trágyát már a kertek 67%-ában alkalmaznak, de a konyhai, kerti hulladékból származó komposztok talajba keverése is igen gyakori. Komposztot a vizsgált kertek 57%-ában alkalmaznak.

A kertekben alkalmazott növényvédő szerek használatának aránya még magasabb, a vizsgált kertek 80%-ában ritkán vagy rendszeresen használnak valamilyen növényvédő szert. Az öntözési szokásokról elmondható, hogy a kertek 85%-ban rendszeresen öntöznek, a legtöbb

esetben rétegvízzel vagy vezetékes vízzel, de néhány kertben összegyűjtött csapadékvizet is alkalmaznak öntözővízként, míg talajvízzel a vizsgált kertek közül mindösszesen 2 kertben öntöznek.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált kerteket nagyon változatos mértékű és fajtájú antropogén hatások érték (érik), melyek a talajok egyes fizikai és kémiai tulajdonságaira is eltérő hatást gyakoroltak.

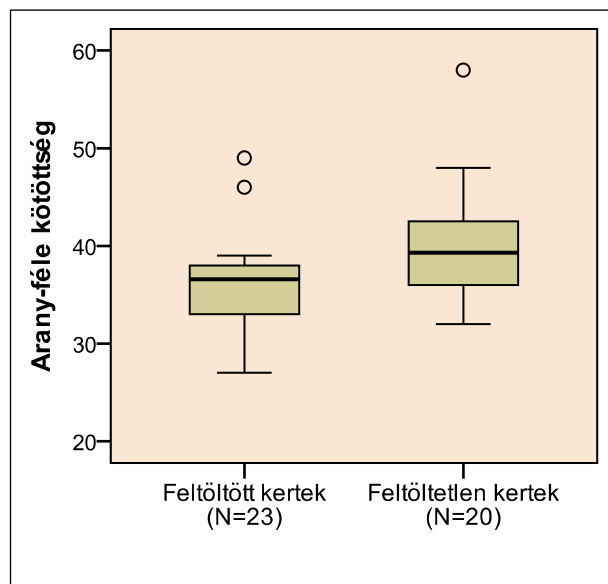
V.1.2. Városi kerti talajok alaptulajdonságai

A városi kerti talajok talajtani alaptulajdonságainak bemutatását az ötven kertből vett feltalaj (0–10 cm) átlagminták és a hozzájuk tartozó kontroll (80–100 cm) minták értékelésével kezdem, mely vizsgálati eredmények a 7. mellékletben találhatók. A talajtani alaptulajdonságok kiértékelését a Stefanovits (1999a), valamint Keveiné és Farsang (2008) által közölt kategóriák alapján végeztem el.

Fizikai féleség

A vizsgált feltalajokban mért Arany-féle kötöttségi szám (min. = 27; max. = 58) alapján elmondható (15. táblázat), hogy a kerti talajok fizikai félesége nagyon változatos: agyag, agyagos vályog, vályog, homokos vályog, sőt még homok fizikai féleségű feltalajokat is találunk a kertekben. A feltalajok döntő többségének fizikai félesége az Arany-féle kötöttségi szám alapján azonban a homokos vályog (57%) és a vályog (31%) kategóriába esik, de az ennél kicsit kötöttebb, agyagos vályog fizikai féleségű talajok is elég nagy számban előfordulnak (14%),

zömmel a vizsgálati terület É-i részén. Agyag és homok fizikai féleségű feltalajokat csak egy-egy kert esetében találunk.



4. ábra. Az Arany-féle kötöttségi szám eloszlása a feltöltött és a feltöltetlen kertek feltalajában

A viszonylag kicsi mintavételi területen a kerti feltalajok fizikai féleségének ilyen nagymértékű változékonyságát az antropogén beavatkozások és a lokális feltöltések eredményezhetik. Ezt igazolja az is, hogy a feltöltött kertekből származó minták Arany-féle kötöttségi száma alacsonyabb (átlag = 36,1), mint a feltöltést nem tartalmazó kertekből származó mintáké (átlag = 40,1), mely csoportátlagok között az elvégzett független mintás t-próba szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) is igazolt (8. melléklet). Tehát a

feltöltések, ott ahol előfordulnak, az eredeti talaj fizikai féleségét a durvább szemcsefrakciók irányába tolják, azaz csökkentik az Arany-féle kötöttségi számot (4. ábra), hiszen a homok igen népszerű feltöltő anyag.

A kontroll minták (80–100 cm) átlagosan magasabb Arany-féle kötöttségi számmal bírnak (átlag = 40,42), mint a feltalajok, (15. táblázat), ami szintén az előbbi megállapítást erősíti, hiszen a természetes állapotú réti csernozjom talajok Arany-féle kötöttsége a talajszelvény e részében rendszerint valamivel kisebb, mint a feltalajban (Stefanovits, 1999b). A kontroll minták fizikai félesége túlnyomórészt vályog és agyagos vályog.

Karbonáttartalom

A vizsgált kerti talajok tartalmaznak szénsavas meszet, a feltalajok karbonáttartalma átlagosan 5,32%. A feltalaj minták 53%-a gyengén meszesnek ($\text{CaCO}_3\% = 0\text{--}5\%$), míg a minták 47%-a közepesen meszesnek ($\text{CaCO}_3\% = 5\text{--}20\%$) mondható. A kontroll minták ennél jóval nagyobb mésztartalommal írhatók le (min. = 2,9%; max. = 35,76%), hiszen a löszös alapkőzet sok szénsavas meszet tartalmaz, gyakran mészgöbecs formájában is (15. táblázat). A kontroll minták döntő többsége (88%-a) erősen meszes ($\text{CaCO}_3\% > 20$).

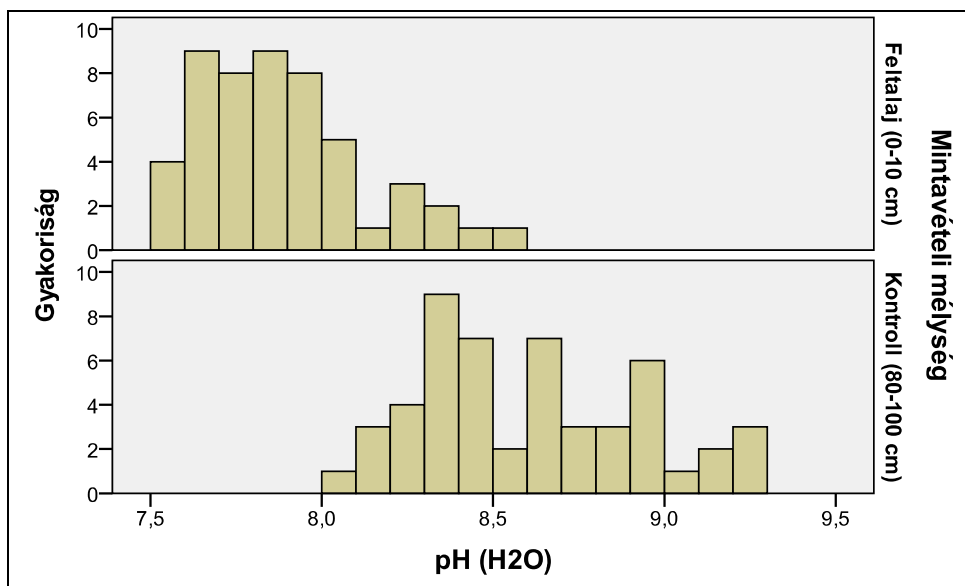
A kertek feltalajában mérhető karbonát származhat egyrészt a meszes alapkőzetből, de a karbonát értékek széles eloszlása (min. = 0,84; max. = 13,52) valószínűsíti azt, hogy antropogén forrásból is kerül szénsavas mész a kerti talajokba. Ez az antropogén forrás lehet a meszezés, vagy egyszerűn csak a feltöltő anyag magas karbonáttartalma, de a kerti talajok bolygatása, forgatása is eredményezheti azt, hogy a magas karbonát-tartalmú altalajból kerül szénsavas mész a felszíni szint közelébe.

15. táblázat. A kerti talajokban mért talajtani alaptulajdonságok leíró statisztikája

Mintavételi mélység	Arany-féle kötöttség	Össz. só (%)	CaCO_3 (%)	pH (H_2O)	pH (KCl)	Humusz (%)	Hum. stab. koeff. (K)
0–10 cm	N	51	51	51	51	51	51
	Átlag	38,04	0,02	5,32	7,88	7,30	2,94
	Minimum	27,00	0,01	0,84	7,50	6,94	1,78
	Maximum	58,00	0,04	13,52	8,55	7,80	4,70
	Szórás	5,39	0,01	2,52	0,25	0,17	0,75
	Ferdeség	1,16	1,09	0,97	0,84	0,56	0,63
	Csúcsosság	2,92	1,75	1,09	0,41	0,55	-0,10
80–100 cm	N	51	51	51	51	51	-
	Átlag	40,42	0,04	25,53	8,61	7,84	0,67
	Minimum	32,00	0,02	2,90	8,00	7,35	0,30
	Maximum	59,00	0,17	35,76	9,24	8,22	2,30
	Szórás	4,00	0,03	5,69	0,31	0,17	0,36
	Ferdeség	1,59	3,55	-1,89	0,37	-0,13	3,49
	Csúcsosság	8,64	14,12	5,55	-0,76	0,69	13,89

Kémhatás

A pH a karbonáthoz hasonló tendenciát mutat a vizsgált kerti talajokban, a feltalajok desztillált vizes pH értékei (min. = 7,50; max. = 8,55) kisebbek a kontroll mintákban mértéknél (min. = 8,00; max. = 9,24) (5. ábra). A vizsgált kerti feltalajok, egy kivétellel, a gyengén lúgos (pH = 7,2–8,5) kategóriába esnek a desztillált vizes talajkivonat pH-ja alapján, míg a kontroll minták 47%-a gyengén lúgos, 43%-a lúgos (pH = 8,5–9,0) és 10%-a pedig erősen lúgos (pH > 9,0).



5. ábra. A pH (H₂O) értékek gyakorisági eloszlása a feltalaj átlag (0–10 cm) mintákban és a kontroll (80–100 cm) mintákban

A talajminták pH értékét a desztillált vizes talajkivonat mellett KCl-os talajkivonatban is meghatároztam, mivel a desztillált vizes szuszpenzióban mért pH-érték csupán a talajoldat lehetséges hidrogénion-koncentrációját fejezi ki, de nem mutatja a talajkolloidok protonleadó képességét (Filep, Fülek, 1999). A KCl-os szuszpenzió esetén viszont a kálium-ionok lecserélik a talajkolloidok állandó (permanens) töltéshelyein adszorbeált hidrogénionokat is, így a KCl-os szuszpenzió pH értéke mindig kisebb lesz a desztillált vizes szuszpenzióban mérhető értéknél, amely különbség információt ad a talaj savanyodásra való hajlamáról is. Ugyanis ha a desztillált vizes és kálium-kloridos pH érték különbsége az adott talaj esetében nagy, értéke egy körüli vagy egynél nagyobb, akkor a talaj hajlamos lehet a savanyodásra, míg ha a különbség ennél jóval kisebb, akkor nem. A KCl-os pH átlagértéke a vizsgált feltalajokban 7,30, minimum értéke 6,94, maximum értéke 7,80. A kontroll mintákban ez a paraméter 7,35 és 8,22 között alakul, átlagos értéke 7,84 (15. táblázat). A feltalajmintákban mért pH értékek [pH(H₂O) és pH(KCl)] különbsége öt kertben ugyan megközelíti (> 0,8) az 1-et, de egy esetben sem haladja meg azt. A pH értékek átlagos különbsége 0,58, így a feltalajok döntő többsége nem hajlamos – a nehézfémek mobilitása szempontjából kritikusnak tekinthető – savanyodásra.

Humusztartalom mennyiségi és minőségi jellemzése

A humusztartalom átlagos mennyisége a vizsgált kerti feltalajokban 2,94%, minimum értéke 1,78%, míg maximális értéke 4,70% (15. táblázat). A humuszmennyiség tehát igen változatos a vizsgált kertekben, humuszban szegény (< 2%), közepesen humuszos (2–4%) és humuszban gazdag (> 4%) talajokat is találunk, ami a különböző kertekben eltérően alkalmazott kertművelési praktikák és a feltöltések együttes következménye lehet. A szerves trágyák, komposztok, szervesanyag-tartalmú talajjavítók talajba keverése növeli, míg a humuszban szegény anyaggal (pl. homok) történő feltöltés csökkenti a feltalaj humusztartalmát.

A kontroll minták átlagos humusztartalma 0,67%, minimum értéke 0,3%, míg maximális értéke 2,3%. A kontroll minták, két esetet kivéve, humuszban szegények.

A humusz mennyiségén kívül a humuszminőséget is meghatároztam a feltalaj minták esetében, hiszen fontos ismernünk, hogy az összes humusztartalmon belül mennyi a jó minőségű, nagy molekulájú, sok funkciós csoportot tartalmazó, ennél fogva a fémek lekötésében és a talaj környezetvédelmi pufferképességében nagy szerepet játszó humuszanyagok aránya a gyengén humifikálódott, nyers humuszanyagokhoz viszonyítva. A humusz környezetvédelmi szerepének elbírálásában a K érték szolgálhat alapul (Hargitai, 2008). Minél nagyobb K értéke, annál jobb minőségű a humusz. A vizsgált kertek K értéke átlagosan 0,54, ami koránt sem tekinthető jónak, hiszen egy jó minőségű, érett mezőszégi talaj esetében ez az érték 10–100 közötti is lehet (Fülek, Filep, 1999). Csak hét olyan kert van, ahol K értéke 1-et meghaladja, maximális értéke 1,35 (15. táblázat). Azt, hogy a kerti talajokban ilyen alacsony K értékeket mérhetünk, véleményem szerint egyrészt a feltöltések, másrészt a talajba kevert nyers szerves anyagok eredményezhetik.

Talajok összes oldható sótartalma

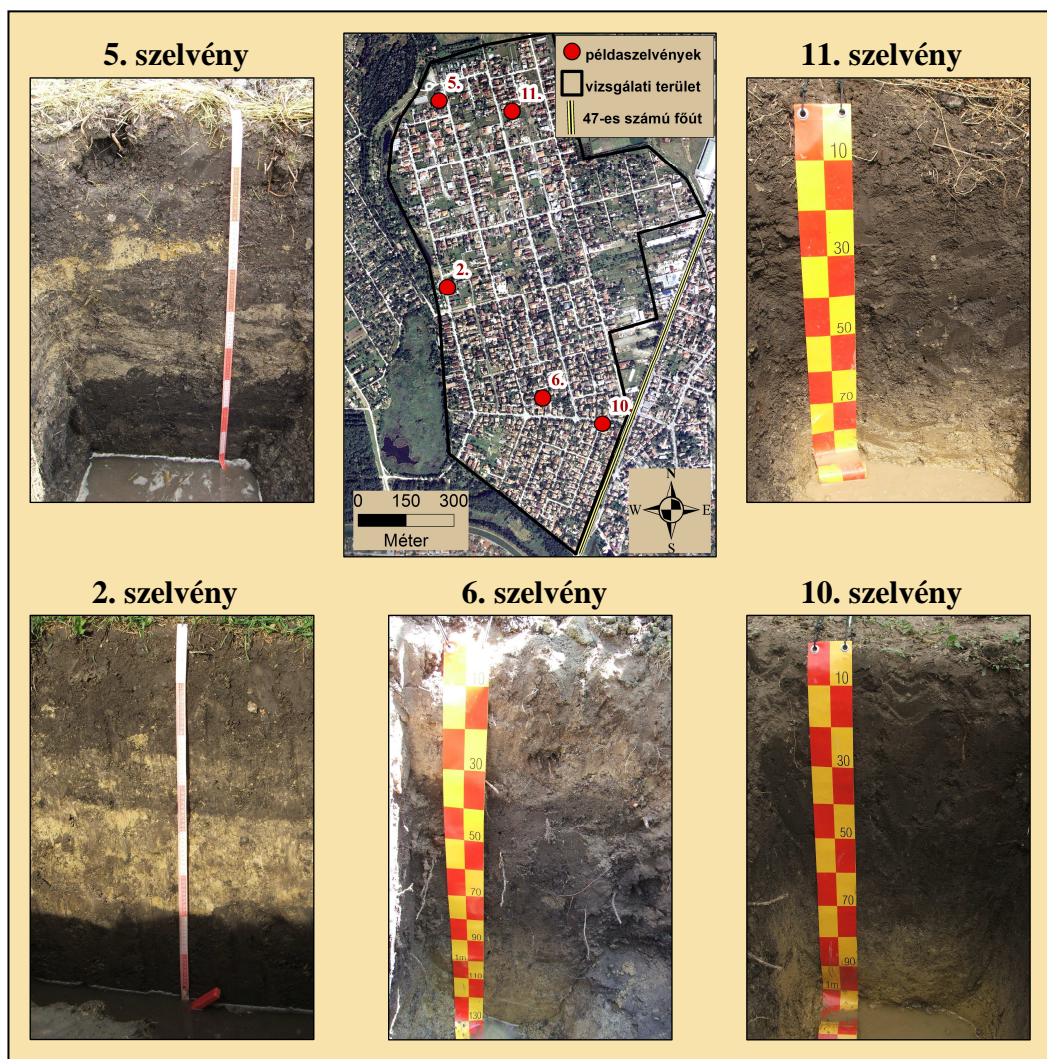
Mind a feltalajok, mind pedig a kontroll minták egységesen alacsony só százalékkal jellemezhetők (min. = 0,01%; max. = 0,17%). A feltalajok átlagos sótartalma 0,02%, míg a kontroll mintáké valamelyest nagyobb, 0,04%. A feltalajok nem sósak, míg a kontroll minták között már két gyengén sós minta is akad, de ettől eltekintve a kerti talajok nem sósak.

Összességében megállapítható, hogy a városi kerteket ért eltérő eredetű és mértékű antropogén hatások következtében a kertek feltalajai nagyon változatos képet mutatnak a vizsgált talajparaméterek tekintetében, mely alól csak a talajok összes só tartalma kivétel.

V.1.3. A kerti példaszelvények bemutatása és jellemezése

A kerti feltalajminták és a hozzájuk tartozó kontroll minták vizsgálata mellett 9 kertben példaszelvényeket is feltártam és elemeztem azért, hogy jobban megismerhessem a városi kerti talajok sajátosságait és felmérhessem e talajok módosulásának mértékét. A példaszelvények helyszíni vizsgálati jegyzőkönyvei a 6. mellékletben tekinthetők meg, míg a szelvények laborvizsgálati eredményei az 9. mellékletben találhatók. A példaszelvények közül 5 általam kiválasztott szelvényt mutatok be részletesebben, melyek morfológiáját és mintavételi területen való elhelyezkedését a 6. ábra szemlélteti.

A feltárt kerti példaszelvények vizsgálata során igen változatos kép tárul elénk, hiszen vannak közel természetes állapotú szelvények (10. és 11. szelvény), de találkozhatunk talajszerű anyagokkal feltöltött, „vegyes” szelvényekkel is (2., 5., 6. szelvény), ami a kertek használatának sokszínűségéből, mozaikosságából következik (Szolnoki et al., 2011b). A közel természetes állapotú szelvények morfológiája az eredeti talajtípushoz (réti csernozjom) hasonló, bennük a genetikai talajszintek fokozatos átmenettel követik egymást, míg a feltöltött szelvényekben a különböző vastagságú antropogén rétegek élesen elkülöníthetők egymástól már színük alapján is (6. ábra). A 2. és 5. szelvény esetében az eredeti talaj szintjei feletti antropogén rétegek együttes vastagsága eléri a 60 cm-t, míg a 6. szelvényben a feltöltés csupán 35 cm vastagságú.



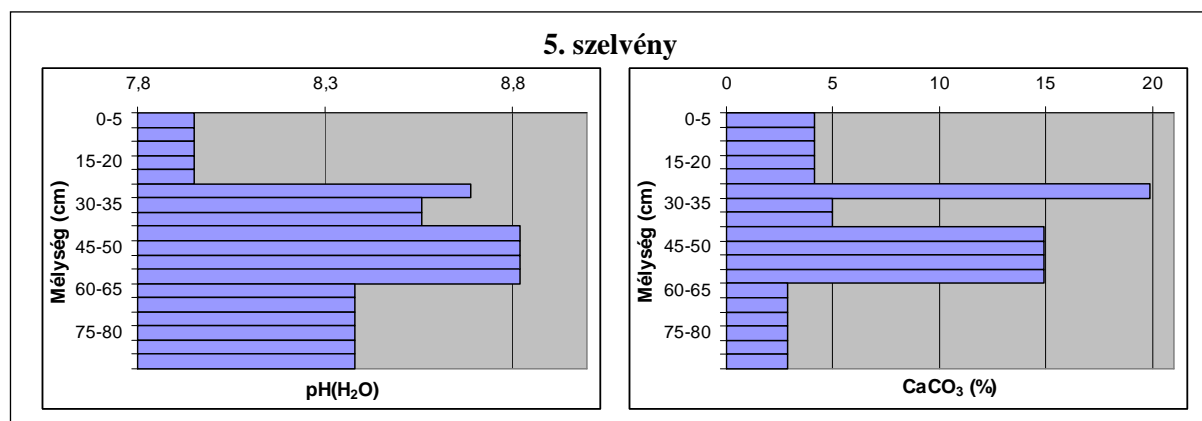
6. ábra. A kerti példaszelvények és mintaterületen való elhelyezkedésük

Az antropogén hatást nemcsak a kerti szelvények morfológiája mutatja jól, hanem egyes talajtulajdonságok is kiválóan indikálják az emberi beavatkozást. A közel természetes állapotú szelvények szintjeinek fizikai félesége az Arany-féle kötöttségi szám alapján homokos vályog (HV), vályog (V) és agyagos vályog (AV), míg a feltöltést tartalmazó szelvények antropogén rétegei ennél durvább textúrájúak, fizikai féleségük zömmel homokos vályog (HV), de a 6. szelvény 35 cm vastag feltöltésének fizikai félesége például homok (H) (16. táblázat).

A kerti szelvények kémhatása a desztillált vizes talajkivonat pH-ja alapján ($\text{pH} = 7,76\text{--}9,12$) a gyengén lúgostól az erősen lúgos tartományig terjed és szelvény menti lefutása a karbonáttartalomhoz hasonló mintázatot mutat. A feltöltést nem tartalmazó szelvényekben a kémhatás a mélységgel fokozatosan növekszik, viszont azokban a szelvényekben, amelyek feltöltést is tartalmaznak, a kémhatás lefutása ingadozó (16. táblázat). Ennek magyarázata, hogy a feltöltést tartalmazó szelvények antropogén rétegeinek karbonáttartalma is különböző, amit e szelvények pH értékei is jól követnek (7. ábra). A feltöltéstől mentes szelvények esetében a karbonáttartalom szelvény menti eloszlása a természetes réti csernozjom szelvények karbonát profiljához hasonló, azaz a szelvényben lefele haladva a karbonát mennyisége először kevés, majd hirtelen megnövekedve éri el a maximális értéket.

16. táblázat. A kerti példaszelvények laboratóriumi vizsgálati eredményei

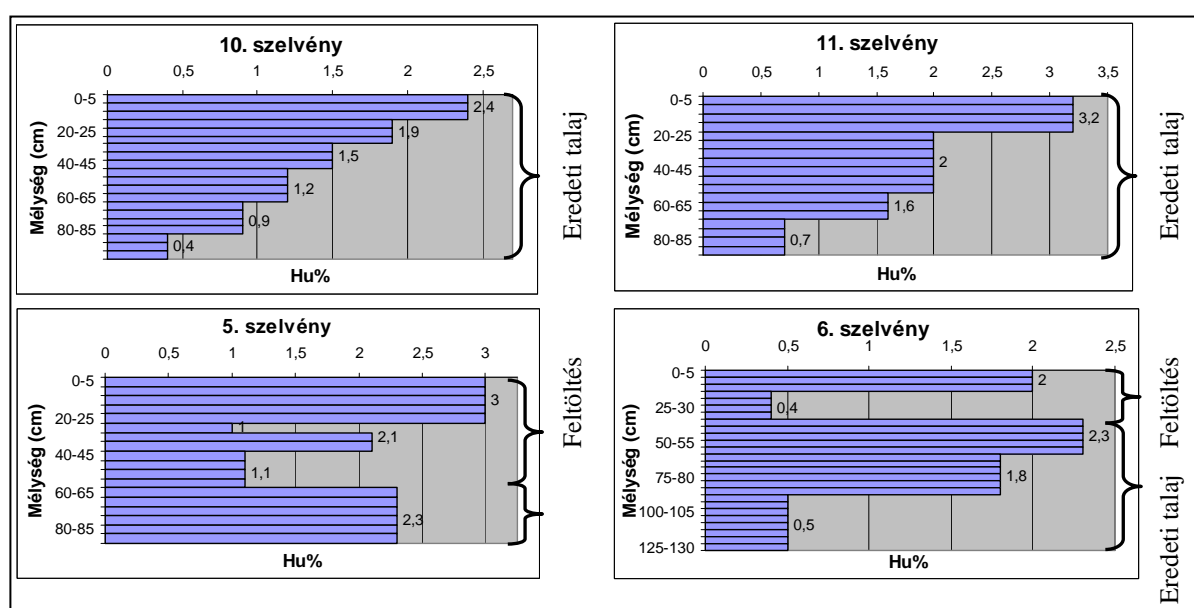
Szelvény		Mélység (cm)	Összes só (%)	K _A	Szövet	pH (H ₂ O)	Humusz (%)	CaCO ₃ (%)	Nedves szín	Száraz szín
Feltöltött szelvények	2. szelvény	0–25	0,02	37	HV	7,76	3,7	4,6	10YR 2/1	10YR 4/2
		25–35	0,02	35	HV	8,19	1,7	14,5	10YR 4/2	2,5Y 5/2
		35–60	0,02	30	HV	8,72	0,8	25,7	10YR 5/4	2,5Y 6/3
		60–90	0,04	36	HV	8,38	2,2	7,5	10YR 2/1	10YR 4/2
	5. szelvény	0–25	0,03	38	V	7,95	3	4,1	10YR 3/2	10YR 3/2
		25–30	0,02	30	HV	8,69	1	19,9	2,5Y 5/4	2,5Y 6/6
		30–40	0,04	36	HV	8,56	2,1	5,0	2,5Y 3/2	10YR 3/1
		40–60	0,06	33	HV	8,82	1,1	14,9	2,5Y 4,3	2,5Y 5/4
		60–90	0,17	44	AV	8,38	2,3	2,9	10YR 2/1	10YR 2/1
	6. szelvény	0–15	0,01	27	H	7,83	2	3,8	2,5Y 3/2	2,5Y 5/2
		15–35	0,01	27	H	8,13	0,4	3,4	2,5Y 4/3	2,5Y 6/3
		35–60	0,03	34	HV	8,14	2,3	2,1	10YR 3/2	2,5Y 4/2
		60–90	0,03	35	HV	8,4	1,8	4,6	10YR 3/2	2,5Y 4/2
		90–110	0,02	34	HV	8,86	0,5	23,9	2,5Y 5/6	2,5Y 7/4
		110–130	0,03	34	HV	8,85	0,5	24,8	2,5Y 6/6	2,5Y 7/3
Feltöltetlen szelvények	10. szelvény	0–15	0,03	37	HV	7,96	2,4	5,8	10YR 3/2	2,5Y 4/2
		15–30	0,02	35	HV	7,96	1,9	5,8	10YR 3/2	2,5Y 4/2
		30–45	0,02	38	HV	8,11	1,5	5,4	10YR 3/1	2,5Y 4/2
		45–65	0,03	43	V	8,26	1,2	4,2	10YR 3/1	2,5Y 3/2
		65–85	0,02	42	V	8,4	0,9	26,2	2,5Y 4/3	2,5Y 5/2
		85–100	0,02	38	HV	8,44	0,4	28,7	2,5Y 5/6	2,5Y 7/6
	11. szelvény	0–20	0,04	43	AV	7,93	3,2	2,1	10YR 3/2	2,5Y 3/2
		20–35	0,03	39	V	8,00	2,0	0,4	10YR 3/2	2,5Y 3/2
		35–55	0,03	44	AV	8,22	2,0	1,2	10YR 2/1	2,5Y 3/1
		55–70	0,03	44	AV	8,40	1,6	12,9	2,5Y 3/2	2,5Y 4/2
		70–90	0,03	37	HV	9,12	0,7	35,8	2,5Y 5/4	2,5Y 7/4



7. ábra. A pH és a karbonáttartalom szelvény menti eloszlása a feltöltött rétegeket is tartalmazó 5. szelvényben

A vizsgált talajparaméterek közül talán a humusztartalom az, melynek szelvény menti eloszlásán a kerti talajokat érő antropogén hatás leginkább tetten érhető. A közel természetes, feltöltést nem tartalmazó szelvényekben (10. és 11. szelvény) ugyanis a humusz koncentráció szelvény menti eloszlása a természetes talajokra jellemző, a mélységgel fokozatosan csökkenő mintázatot mutat. A feltöltést is tartalmazó szelvényekben viszont a humuszkoncentráció szelvény menti eloszlása rapszodikus, a humusztartalom a feltöltés rétegeiként szolgáló anyag szervesanyag-tartalmát tükrözi (8. ábra). A 6. szelvényben, melyet csak kis mennyiségű talajszerű anyaggal (homok) töltöttek fel, az eredeti talaj szintjei már viszonylag kis mélységben

(35 cm alatt) felismerhetők. Ebben a szelvényben a humuszkoncentráció a már kis mértékben humuszosodott „új” felszíni szint alatt csökkenni kezd, majd az eredeti talaj humuszos szintjét elérve ismét megugrik és onnan fokozatos, a természetes talajokéhoz hasonló lefutást mutat (8. ábra). A feltöltött szelvények antropogén rétegei alatt az eltemetett eredeti talaj jól azonosítható „A” szintjei minden szelvény esetében azonos humusztartalommal írhatók le (2,2%–2,3%), mely humusztartalom a terület eredeti talajának humusztartalmát jól mutatja. Ehhez képest mind a feltöltést tartalmazó és mind pedig a természetes szelvények „jelenlegi” felszíni szintjeiben megnövekedett, helyenként igen magas humusztartalmat találunk (2,3%–3,7%), ami egyértelműen a kertek művelésének, a szerves anyagok (konyhai-, kerti hulladékok, szerves trágyák) hosszú időn keresztül történő talajba keverésének következménye. Kivétel ez alól a 6. szelvény, melyet 35 cm vastagságban homokkal töltöttek fel, amelynek felső 15 cm-e ugyan már humuszosodott, de még így sem éri el az eredeti talaj „A” szintjének humusztartalmát (8. ábra).



8. ábra. A humusz % szelvény menti eloszlása példaszelvényekben

V.1.4. A kerti példaszelvények besorolása a nemzetközi talajosztályozási rendszerbe

Mivel a hazai, genetikus és talajföldrajzi alapokon nyugvó osztályozási rendszerünk nem teszi lehetővé az antropogén hatásokra megváltozott és átalakult talajok osztályozását, ezért a kerti példaszelvények osztályozásánál a nemzetközi korrelációs talajosztályozási rendszert, a Világ Talaj Referenciabázist [World Reference Base for Soil Resources, WRB (2006)] használtam. Az osztályozás menetét és módszerét a IV.4. fejezetben már részletesebben ismertettem, így jelen fejezetben csak az eredmények bemutatására térek ki.

A vizsgált szelvények közül a két, feltöltést nem tartalmazó szelvény (10. és 11. szelvény) nem szenvedett olyan mértékű átalakulást, hogy ezeket az antropogén talajok közé sorolhatnánk (Szolnoki et al., 2011b). Mindkét szelvény „A” szintje kielégíti a *Mollic* szint (FAO et al., 2006) követelményeit, hiszen sötét színű, szerves anyagban gazdag, magas bázistelítettségű felszíni

szinttel rendelkeznek (16. táblázat). A *Mollic* szint alatt mindkét szelvényben megtalálható a *Calcic* szint (olyan talajszint, melyben másodlagos kalcium-karbonát halmozódott fel diffúz formában vagy egyéb kiválások formájában), így a WRB szerint a 10. és 11. szelvény a *Chernozems* referencia csoportba sorolható. Mindkét szelvény gilisztajáratokkal átjárt, és a *Mollic* szintjük is 50 cm-nél vastagabb, ezért mindkét szelvény érdemes az előbbi miatt a *Vermic* előtag és utóbbi miatt a *Pachic* utótag minősítő viselésére. Így a 10. és 11. szelvény neve a következő: *Calcic Vermic Chernozem (Pachic)*.

A feltöltést is tartalmazó szelvények osztályozásánál már nem ilyen egyszerű a helyzet, hiszen a WRB rendszerbe történő besorolásuk is nehézkes. A feltöltött, egyértelműen antropogén szelvényeket ugyanis, egy kivételével, nem tudjuk besorolni sem a *Technosols*, sem az *Anthrosols* referencia csoportokba (e referencia csoportok foglalják magukba az erősen antropogén hatás alatt álló talajokat). A *Technosols* talajok kritériumait (20%-nál több műterméktartalom, vagy vizet át nem eresztő geomembrán, vagy technikus kemény kőzet) ugyanis egyik feltöltött szelvény sem elégíti ki, hiszen a feltöltés anyaga is minden esetben talajszerű anyag, így ezek a szelvények egyáltalán nem vagy csak nagyon kis mennyiségű (< 3%) műterméket tartalmaznak. Az *Anthrosols* referencia talajcsoport kritériumai szerint az ide sorolandó talajoknak vastag (50 cm-nél vastagabb), ember által létrehozott olyan felszíni szinttel kell rendelkeznie, amely a hosszú idejű és igen intenzív agrotechnikai művelés hatására alakult ki. Ennek a követelménynek is csak az egyik (5.) szelvény felel meg a három feltöltött szelvény közül.

Az 5. szelvény az *Anthrosols* referencia csoportba tartozik, mivel 50 cm-nél vastagabb *Terric* szinttel (ember által létrehozott felszíni szint, mely trágya, iszap, komposzt, homok hosszú ideig történő talajba keverésének következménye) rendelkezik (6. ábra). A szelvény magas bázistelítettségű, ezért az *Eutric* utótag minősítő viselésére jogosult. A szelvényben a 60 cm-es *Terric* diagnosztikai szint alatt az eltemetett, eredeti csernozjom szelvény „A” szintje is megfigyelhető (6. ábra), amit jelezhetünk is a szelvény nevében oly módon, hogy az eltemetett talaj nevét a *Thapto*- jelzővel látjuk el és zárójelben a szelvény neve mögé illesztjük. Így az 5. szelvény neve a következőképpen alakul: *Terric Anthrosol (Eutric) (Thapto-Chernozemic)*.

A 6. szelvényben, melyet csak kis mennyiségű homokkal töltöttek fel, az eredeti talaj szintjei már 35 cm-es mélység alatt felismerhetők (6. ábra). Mivel az eltemetett talaj feletti új anyag (homok) vastagsága nem éri el az 50 cm-t, a WRB szabályai szerint az eltemetett talajt kell osztályoznunk. Az eltemetett talaj „A” szintje (35–90 cm) kielégíti a *Mollic* szint követelményeit, mely alatt egy *Calcic* szint is megfigyelhető (16. táblázat), így a szelvény a *Chernozems* referencia csoportba sorolható. A szelvény gilisztajáratokkal átjárt, és a *Mollic* szint is vastagabb 50 cm-nél, tehát a szelvény a *Vermic* előtag és *Pachic* utótag minősítőt kapja. A *Novic* utótag minősítővel jelezhetjük azt, hogy az általunk osztályozott talaj felett új anyag (esetünkben homok) is található. Tehát a 6. szelvény neve a következő: *Calcic Vermic Chernozem (Pachic, Areninovic)*.

A 2. szelvény magas szervesanyag-tartalmú, magas bázistelítettségű felszíni szinttel rendelkezik (16. táblázat), melynek NaHCO_3 -oldható foszfor tartalma is magas ($\text{P}_2\text{O}_5 = 203,3$

mg/kg), így ez a felszíni szint kielégíti a *Hortic* diagnosztikai szint kritériumait. A *Hortic* szint olyan sötét színű, magas szervesanyag-tartalmú és magas bázistelítettségű felszíni szint, mely az intenzív trágyázás, művelés, szerves maradványok és egyéb állati vagy emberi hulladékok talajba keverésének következményeként alakul ki. Mivel a szelvényben a *Hortic* szint csak 25 cm vastag (16. táblázat), ezért a szelvényt a *Cambisols* referencia csoportba (fiatal talajok, melyeken a talajképződés csupán kezdeti jelei mutatkoznak) sorolhatjuk. A szelvényben a *Hortic* szint alatt egyéb antropogén réteg, valamint az eltemetett eredeti talaj is megfigyelhető (6. ábra). A magas szénsavasmész-tartalmú antropogén réteg jól elkülönül színbeli és szerkezetbeli különbözősége miatt (lithological discontinuity), így a szelvény a *Ruptic*, valamint a *Calcaric* utótag minősítőt kapja. A 2. szelvény neve: *Hortic Cambisol (Calcaric, Ruptic) (Thapto-Chernozemic)*.

V.1.5. A városi kerti talajok antropogén módosulásának értékelése

Az előző fejezetekből kiderül, hogy a Szeged „pufferzónájában” elhelyezkedő kerti talajokat nagyon változatos eredetű és eltérő mértékű antropogén hatások érték – és érik ma is – az urbanizáció és a kertművelés által, mely hatások e kerti talajok egyes fizikai és kémiai tulajdonságait is eltérő mértékben módosítják. Annak ellenére, hogy a vizsgált terület (Baktó) talaját az 1879-es árvizet követő feltöltési munkálatok nem érintették, a vizsgált kertek közel felében történt valamilyen mértékű feltöltés, vagy idegen (műterméket egyáltalán nem, vagy csak kis mennyiségben tartalmazó) talajanyag bekeverés. Ennek hatása egyértelműen megnyilvánul az eredeti talaj fizikai féleségének módosításában, hiszen a feltöltött kertek feltalajai a terület eredeti talajának fizikai féleségéhez képest általában durvább textúrájúak, a feltöltött kertek Arany-féle kötöttségi számában csökkenés mutatkozik. A feltöltések talajmódosító hatása a kerti talajok szénsavasmész-tartalmának horizontális változékonyságában is megnyilvánul, hiszen – a meszezés, valamint a kerti talajok forgatása, bolygatása révén a magas karbonát-tartalmú altalaj felszíni szintbe kerülése mellett – a feltöltő anyag magas karbonáttartalma is növeli egyes kertek feltalajának szénsavasmész-tartalmát. A feltöltések mellett a talajjavító anyagok, nevezetesen a szerves trágyák, valamint a konyhai- és kerti hulladékokból származó komposztok használatának talajmódosító hatása is kimutatható, mely talajjavító anyagokat a vizsgált kertek jóval több, mint felében alkalmaznak ritkán vagy rendszeresen. Ezen anyagok talajba keverésének hatása az eredeti talaj humuszanyagának mennyiségi és minőségi változásában is megnyilvánul, hisz mind a feltöltött, mind pedig a feltöltetlen kertek talajainak jelenlegi felszíni szintje általában megnövekedett, helyenként igen magas humusztartalommal rendelkezik a terület eredeti talajának humuszállapotához képest. Kivételt képeznek ez alól azok a kertek, melyeket szerves anyagban szegény talajanyaggal (pl. homok) töltöttek fel, és így ezek jelenlegi felszíni szintjének humusztartalma – a kisebb, vagy nagyobb mértékű humuszosodás ellenére – nem éri el a terület eredeti talajának humusztartalmát. E talajjavítók alkalmazásának következménye az is, hogy a vizsgált kerti talajokban a nyers, gyengén humifikálódott humuszanyagok dominálnak, amit a kerti talajok nagyon kicsi

humusztabilitási koefficiens (K) értékei mutatnak. A kertművelés és az urbanizáció talajokat módosító hatása tehát a legtöbb vizsgált talajtulajdonság esetében tetten érhető, kivétel ez alól a talajok összes oldható sótartalma. A pH, igaz horizontális változékonyságot nem mutat (a vizsgált kerti feltalajok egységesen gyengén lúgosak), de e paraméter vertikális eloszlása már kiválóan indikálja az emberi beavatkozást, hiszen – a humusztartalomhoz, valamint a karbonáttartalomhoz hasonlóan – a pH eloszlása is rapszodikus az antropogén, feltöltést tartalmazó szelvényekben.

Mind a feltalajok vizsgálati eredményei, mind pedig a feltárt kerti példaszelvények jól mutatják azt, hogy a külvárosi területek taljai is módosulnak (részben) a kertművelés hatására, ugyanakkor az antropogén hatás mértéke jóval kisebb és más jellegű, mint a belvárosi területeken, ahol zömében az erősen technogén jellegű, sok műterméket tartalmazó, vagy éppen technikus kemény kőzettel borított Technosol talajok uralkodnak. Ezért Szeged pufferzónájában gyakran találkozhatunk közel természetes állapotú talajokkal, melyek csak olyan mértékű módosulást szenvedtek (felszíni szintek átkeverése, megnövekedett szervesanyag-tartalom), ami nem teszi indokolttá e talajok antropogén talajcsoportba sorolását. Ugyanakkor találkozhatunk talajszerű anyagokkal feltöltött, részben, vagy teljes egészében antropogén talajokkal is. Mind a feltalajok talajtani paramétereinek (főleg az Arany-féle kötöttségi szám, a karbonáttartalom, valamint a humusztartalom) változatossága, mind pedig a feltárt kerti példaszelvények változatossága jól mutatja azt, hogy a városi talajok vertikálisan és horizontálisan is igen heterogének, mely változatosság a külvárosi kerti talajok esetében is megjelenik. Példát találhatunk itt közel természetes állapotú Chernozem talajokra (Vermic, Calcic Chernozems), fiatal, antropogén felszíni szinttel rendelkező Cambisol talajra (Hortic Cambisol), valamint vastag, ember által létrehozott felszínű Anthrosol talajra (Terric Anthrosol) is.

V.2. Nehézfémek a városi kerti talajokban

V.2.1. Kerti talajok fémterheltsége

A szegedi kiskerti talajok nehézfémtartalmának vizsgálatával egyik célom az volt, hogy felmérjem, milyen mértékben szennyeződhetnek nehézfémekkel e kerti talajok a városi környezetterhelés és a kertművelés együttes hatására. A kerti talajokban mért nehézfém-koncentrációkat összevetettem a már hatályon kívül helyezett 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-FHVM együttes rendeletben⁴ megadott „A” háttér koncentrációkkal, valamint a hatályos 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben⁵ megadott „B” szennyezettségi határértékekkel is, ugyanis Magyarországon a földtani közeg, és így az annak részét képező talajok szennyezettségének környezetvédelmi megítéléséhez e „B” szennyezettségi határértékeket kell

⁴ 10/2000 (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (hatályos: 2004. 08. 05 – 2009. 04. 17.)

⁵ 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről (hatályos: 2009. 04. 17 –)

figyelembe venni. Az „A” háttér koncentráció reprezentatív érték, mely egyes anyag természetes vagy ahhoz közeli állapotot jellemző koncentrációja a talajban, míg a „B” szennyezettségi határérték az a kockázatos szennyezőanyag-koncentráció, melyet meghaladva a földtani közeg (és így a talaj) szennyezettnek minősül. Az „A” értéket meghaladó koncentráció esetén a talaj multifunkcionalitása sérül, míg a „B” értéket meghaladó koncentráció esetén a talaj multifunkcionalitása megszűnik, a talajhasználat korlátozott, a veszélyt reálisnak tekintjük (Kádár, 2007).

17. táblázat. A szegedi kerti talajokban mért királyvíz oldható („összes”) fémkoncentrációk leíró statisztikája

Mintavételi mélység		As (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ti (mg/kg)
0–10 cm (N = 51)	Átlag	7,19	80,17	0,55	15,71	22,62	6,09	31,32	59,01	774,63
	Medián	6,65	74,00	0,48	13,78	22,48	5,65	30,80	42,93	773,73
	Min.	3,06	32,82	0,27	5,11	10,04	2,38	14,08	18,51	571,44
	Max.	15,89	198,71	2,86	60,85	35,60	12,26	53,97	579,84	950,30
	Szórás	2,33	30,86	0,36	8,23	4,70	2,11	7,20	78,84	87,86
	Csúcsosság	2,90	3,81	33,29	17,68	0,92	1,12	2,52	39,83	-0,29
	Ferdeség	1,16	1,57	5,39	3,48	0,19	1,05	0,89	6,03	-0,38
80–100 cm (N = 51)	Átlag	8,56	30,61	0,38	6,60	23,92	6,50	29,52	13,87	775,25
	Medián	8,28	27,96	0,36	5,72	24,27	5,94	30,06	12,83	775,84
	Min.	4,11	16,58	0,26	3,82	19,15	4,03	16,57	10,54	454,73
	Max.	16,80	68,00	0,62	22,91	33,02	13,12	44,27	35,96	967,44
	Szórás	2,65	9,23	0,07	3,53	2,65	1,97	4,17	4,01	90,11
	Csúcsosság	1,27	7,33	4,95	17,21	1,49	3,88	5,31	18,57	3,07
	Ferdeség	0,99	2,42	1,88	4,10	0,58	1,97	-0,41	3,80	-1,24
„A” érték		10	100	0,5	25	25	15	30	30	-
„B” érték		15	200	1	100	40	30	75	75	-

A szegedi kiskertekben vett feltalaj (0–10 cm) átlagminták és a hozzájuk tartozó kontroll (80–100 cm) minták nehézfém tartalmának leíró statisztikája az 17. táblázatban található, míg az egyes kertekre vonatkozó eredmények a 10. mellékletben tekinthetők meg.

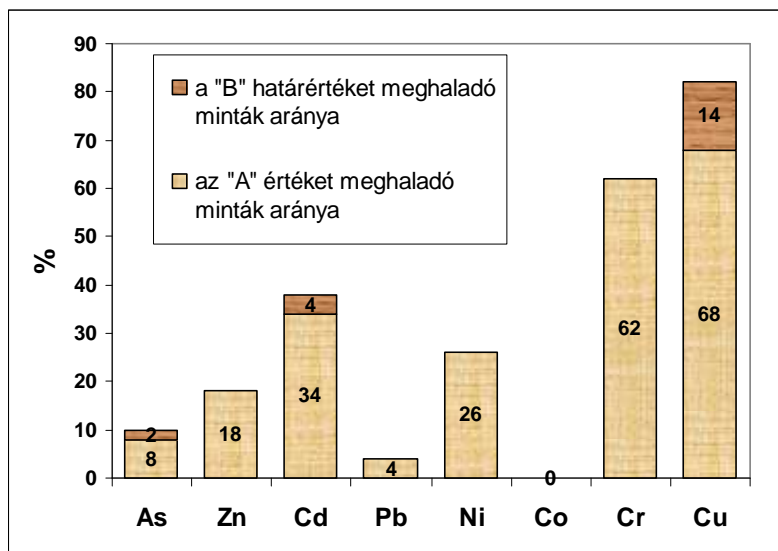
A feltalajban (0–10 cm) mért fémkoncentrációk átlagértékei egyik vizsgált fém esetében sem haladják meg a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket (17. táblázat), de egyes kerteket tekintve már előfordulnak határérték túllépések. A feltalajok (0–10 cm) esetében határértéknél magasabb koncentrációkat három fém, az As, Cd és Cu esetében mértem. Az As koncentráció csak egy, a Cd kettő, míg a Cu már hét kertben is meghaladja a „B” értéket. Míg azonban az As csak kis mértékben lépi túl a vonatkozó szennyezettségi határértéket (max. = 15,9 mg/kg), addig a Cd egy esetben jelentősen (max. = 2,86 mg/kg), a Cu pedig több esetben is jelentős mértékben meghaladja azt. Volt olyan kert (16. minta), ahol a Cu feltalajbeli koncentrációja 580 mg/kg körülnek adódott, ami a szennyezettségi határérték (75 mg/kg) közel nyolcszorosa. E fém esetében szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációkat kivétel nélkül csak a gyümölcsös- és zöldségeskertekben mértem, míg a Cd egy díszkert és egy gyümölcsöskert, az As pedig egy zöldségeskert talajában haladta meg a szennyezettségi határértéket.

A kontroll mintákban (80–100 cm) mért fémkoncentrációk, az As kivételével, minden mintában határérték alattinak adódtak, sőt a mért maximum koncentrációk is jóval a

szennyezettségi határérték alatt maradtak (17. táblázat). Az As esetében viszont két kontroll minta koncentrációja kis mértékben ugyan, de meghaladta a „B” szennyezettségi határértéket.

Azokban a kertekben, amelyekben valamely nehézfém a „B” szennyezettségi határértéket meghaladja, egyértelműen az adott fém antropogén hozzájárulásáról, szennyezésről beszélhetünk, így a kerti talajok antropogén Cu terheltsége nyilvánvaló. Ugyanakkor a többi vizsgált fém esetében sem zárható ki antropogén hozzájárulás, hiszen az, hogy egy fémkoncentráció nem éri el a szennyezettségi határértéket, még nem jelenti azt, hogy a fém nem is dúsul a talajban. Az antropogén fémterhelés megítéléséhez a fent ismertetett rendeletben megadott „A” háttér koncentrációk lehetnek irányadók azzal a fenntartással, hogy az „A” háttér érték a természetes háttér-koncentrációnál alacsonyabb vagy geológiai okok miatt magasabb is lehet (Kádár, 2007). Ennek magyarázata, hogy Magyarország különböző geokémiai régióiban az egyes elemek háttér-értéke, pontosabban megfogalmazva háttér-koncentráció tartománya más és más (Fügedi et al., 2012), így a rendeletben megadott „A” háttér koncentrációk csak korlátozottan alkalmazhatók az antropogén fémterhelés megítéléséhez.

A feltalajok esetében a Co kivételével minden vizsgált fém meghaladja az „A” háttér koncentráció értékét a minták valahány százalékában, a legnagyobb ez az arány a réz esetében (82 %), ezt követi a króm (62 %), a kadmium (38 %) és a nikkel (26 %). Ez az arány a cink, arzén és ólom esetében 25 % alatt marad (9. ábra). A Co koncentráció tehát egy kertben sem éri el az „A” háttér értéket, így valószínűsíthetően ez a fém egyáltalán nem dúsul antropogén forrásból a városi kerti talajokban. Azon fémek esetében viszont, melyek nagy arányban haladják meg az „A” háttér értéket a felszíni szintben, jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető. Ilyen fém a Cu (82%) és a Cr (62%).



9. ábra. Az „A” háttér értéket és a „B” szennyezettségi határértéket meghaladó minták aránya az összes minta százalékában kifejezve a feltalajok (0–10 cm) esetében (n = 51)

E fémek közül a Cu koncentrációk számos kert esetében még a szennyezettségi határértéket is meghaladják, így e kerti talajokban a megemelkedett Cu koncentrációkért valószínűsíthetően tényleg valamilyen antropogén hozzájárulás lehet a felelős. A Cu mellett a Cr esetében is nagy

arányban mértem az „A” háttér értéket meghaladó koncentrációkat (9. ábra), és így e fém antropogén dúsulását is feltételezhetnénk a kerti talajokban, azonban a Cr koncentrációk, a rézzel ellentétben, a kontroll mintákban (80–100 cm) is átlagosan az „A” háttér érték körülinek adódtak. Így a viszonylag magas Cr koncentrációk e kerti talajok esetében inkább származhatnak az alapkőzetből, mintsem antropogén forrásból, ami jól mutatja azt, hogy az „A” háttér érték csak korlátozottan alkalmazható az antropogén terhelés megítéléséhez.

Az általam mért nehézfém-koncentrációkat összehasonlítottam a korábban Puskás (2008) által Szeged városi talajokban mért nehézfém-koncentrációkkal is azért, hogy pontosabb képet kaphassak e külvárosi, művelés alatt álló kiskerti talajok fémterheltségének mértékéről. Puskás (2008) 2005 és 2006 folyamán gyűjtött feltalaj (0–10 cm) átlagmintákat 16 Szeged belterületén mélyített Technosol (FAO et al., 2006) talajszelvény mellől, mely minták nem művelt területekről, közlekedés által erősen érintett helyekről (pl. belvárosi forgalmas utak mellől, járdák melletti zöld területekről, buszmegálló melletti területről stb.) származtak. Mivel e minták vételezése (feltalaj átlagminta), mélysége (0–10 cm) és feltárása (királyvizés feltárás) is az általam alkalmazott módszerrel megegyezik, így a mért koncentrációk egymással összevethetők.

A Szeged belterületi, erősen antropogén hatás alatt álló Technosol talajok Pb, Zn, Cr és Ni koncentrációja is szignifikánsan nagyobb ($p < 0,01$) a külvárosi kertekben mérhetőnél az elvégzett Mann–Whitney U próba alapján (11. melléklet), a legnagyobb különbség a koncentráció átlagok között az Pb és a Zn esetében figyelhető meg (18. táblázat). A szegedi Technosol talajokban átlagosan közel háromszor akkora Pb és több mint kétszer akkora Zn koncentrációk mérhetők, mint a külvárosi kerti talajokban, mely jelentős fémtöbblet a városi légköri ülepedésből származhat. A Cd, Co és Cu koncentrációk átlagértékei azonban a külvárosi kertekben adódtak nagyobbak (18. táblázat), igaz statisztikai különbség ($p < 0,05$) a koncentrációk között csak a Cd és Co esetében volt igazolható (11. melléklet). Ez alapján a külvárosi kerti talajok Pb, Zn, Cr és Ni terheltsége mérsékeltebb, mint az antropogén hatásoknak erősen kitett városi talajoké, ugyanakkor a művelés alatt álló kerti talajok Cd, Co és Cu tartalmában nem mutatkozik mérséklődés, ami e fémek városi légköri ülepedésen kívüli egyéb forrására utal.

18. táblázat. Szeged városi feltalajok (0–10 cm) királyvíz oldható („összes”) nehézfém-tartalma (mg/kg)

Szegedi talajok nehézfém-tartalma (mg/kg)		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
Szeged külvárosi, kerti talajok (N = 51)	Átlag	7,2	80,2	0,6	15,7	22,6	6,1	31,3	59,0
	Min.	3,1	32,8	0,3	5,1	10,0	2,4	14,1	18,5
	Max.	15,9	198,7	2,9	60,9	35,6	12,3	54,0	579,8
Szeged belterületi, Technosol talajok (N = 16) (Puskás, 2008 alapján)	Átlag	-	191,3	0,4	46,8	31,9	4,0	53,4	43,4
	Min.	-	100,3	0,3	22,7	16,6	0,2	40,8	25,7
	Max.	-	227,8	0,6	135,9	43,7	9,2	69,2	88,2

Összességében elmondható, hogy a Szeged külvárosában elhelyezkedő kerti talajok nehézfémterheltsége a Szeged belterületi, antropogén talajokkal összevetve mérsékelt a legtöbb fém esetében (Pb, Zn, Cr, Ni), ugyanakkor vannak fémek (Cd, Co, Cu), melyek átlagos koncentrációja a művelés alatt álló kerti talajokban nagyobb. A szennyezettségi határértéket

meghaladó koncentrációk is csak e fémek (Cd, Cu), valamint az As esetében és csupán néhány kertben (9 kert) alakultak ki, így a vizsgált kertek mindösszesen 18%-a tekinthető szennyezettnek. Míg azonban az As és a Cd csak egy-egy kertben, valamint csak kis mértékben lépi túl a vonatkozó szennyezettségi határértéket, addig a Cu több esetben és jelentős mértékben meghaladja azt, van olyan kert, ahol a Cu koncentrációja a határérték közel nyolcszorosát is eléri. E mellett a Cu csaknem minden kertet érintő antropogén dúsulásáról tanúskodnak a feltalajokban mért emelkedett, „A” háttér értéket meghaladó rézkoncentrációk is. Ugyanakkor kizárólag csak az „A” háttér értékre támaszkodva nem vonhatók le egyértelmű következtetések az antropogén terhelést illetően, így a többi fém esetében az antropogén hozzájárulást sem megerősíteni, sem kizárni nem lehet.

V.2.2. A nehézfém-koncentrációk alakulása a különböző kerttípusokban

A városi kiskertek művelése jelentősen hozzájárulhat egyes fémek talajbeli koncentrációjának növekedéséhez, így a kertművelés fémkoncentrációkra kifejtett hatását is igyekeztem vizsgálni. Első lépésként a lakókkal kitöltetett kérdőívek eredményei alapján, a kertekben alkalmazott növényvédő szerek, komposztok, szerves- és szervesetlen trágyák fémkoncentrációkra gyakorolt hatását vizsgáltam oly módon, hogy nem paraméteres statisztikai próbával (Kruskal–Wallis teszt) összehasonlítottam a fémkoncentrációkat azon kertek csoportjai között, melyekben az előbb említett termésfokozó illetve talajjavító szereket rendszeresen, ritkán vagy egyáltalán nem alkalmaznak. Statisztikailag igazolható összefüggést az egyes fémkoncentrációk és ezen anyagok használata között azonban egyik fém esetében sem sikerült kimutatnom, aminek több oka is lehet. Egyrészt az, hogy a kertekben alkalmazott anyagok fajtája nagyon sokféle lehet, másrészt, hogy a lakók információi a termésfokozó és talajjavító anyagokról csak a kertek jelenlegi hasznosítására vonatkoznak, nem tudhatjuk biztosan, hogy a múltban milyen anyagokat és milyen rendszerességgel alkalmaztak az adott területen. A kertművelés esetleges fémterhelő hatásának vizsgálatakor ezért a – művelés szempontjából homogénebbnek tekinthető – kerttípusokban (zöldséges, gyümölcsös, díszkert) mérhető fémkoncentrációkat is összehasonlítottam egymással, mely esetben már értékelhető eredményeket kaptam.

A kerttípusok közül a gyümölcsöskertekben mértem a legnagyobb átlagkoncentrációkat az As, Cd, Zn, Pb és Cr elemek esetében, míg a Cu és a Co koncentrációk átlagértékei a zöldségeskertekben a legnagyobbak (19. táblázat). E fémek közül azonban csak a Zn és a Cu esetében van jelentősebb különbség a kerttípusokban mért koncentrációátlagok között. A Ni esetében viszont mind az átlagértékek, mind pedig a szórásértékek nagyon hasonlóan alakulnak mindegyik kerttípusban (19. táblázat).

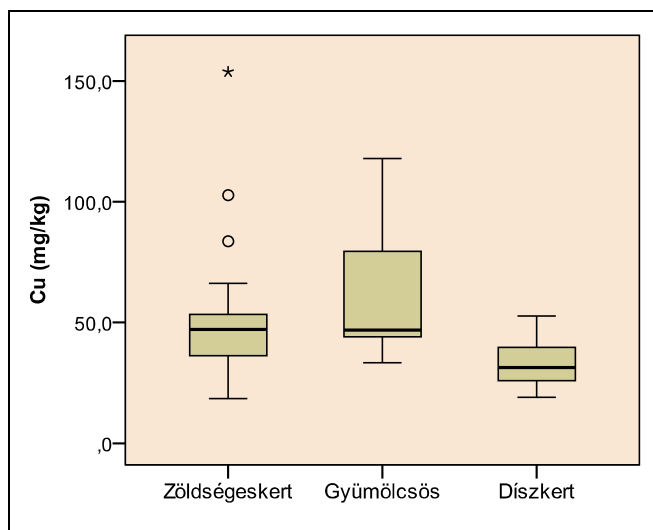
Azt, hogy a kert használati típusának van-e statisztikailag is igazolható hatása a különböző kertekben kialakult fémkoncentrációkra, egy szempontos varianciaelemzés (ANOVA) alkalmazásával vizsgáltam, mely során a független változó a kert típusa (zöldséges, gyümölcsös, díszkert), míg a függő változók a különböző fémkoncentrációk voltak.

Az ANOVA vizsgálat azt az eredményt adta (12. melléklet), hogy a kert típusának, a legtöbb fém esetében, nincs hatása a fémkoncentrációk alakulására, azaz a vizsgált fémek többségéből statisztikailag azonos koncentrációkat mérhetünk a zöldségekben, gyümölcsökben és díszkertekben is. Azonban egy fém, a Cu esetében statisztikailag igazolható különbség ($p < 0,05$) van a koncentrációkban a szerint, hogy milyen a kert hasznosítási típusa.

19. táblázat. A feltalajban (0–10 cm) mért fémkoncentráció átlagok (mg/kg) alakulása a különböző kerttípusokban

Kert típusa		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
Zöldségeskert N = 31	Átlag (mg/kg)	6,86	75,70	0,47	14,46	21,97	6,23	29,85	66,62
	Szórás	2,47	22,50	0,11	5,32	4,90	2,54	7,17	98,68
Gyümölcsöskert N = 9	Átlag (mg/kg)	8,30	87,63	0,78	19,24	23,31	5,83	34,04	64,54
	Szórás	2,34	38,80	0,80	16,12	4,68	1,60	9,60	31,99
Díszkert N = 11	Átlag (mg/kg)	7,21	86,65	0,59	16,31	23,89	5,92	33,22	33,04
	Szórás	1,70	43,36	0,24	5,44	4,20	0,82	3,70	9,98

A Cu esetében az LSD (least significant difference; legkisebb szignifikáns különbség) post-hoc próbával ellenőriztem (12. melléklet), hogy mely csoportok (kerttípusok) között van szignifikáns különbség. Ez alapján elmondható, hogy a gyümölcsösökben és zöldségesekben mért rézkoncentrációk szignifikánsan magasabbak a díszkertben mért rézkoncentrációknál ($p < 0,05$), míg a gyümölcsösökben és zöldségesekben mérhető rézkoncentrációk között nincs szignifikáns különbség ($p > 0,05$) (10. ábra). Ez a megállapítás egyértelműen azt erősíti, hogy a kerti talajok rézkoncentrációinak kialakulásában a természetes folyamatok mellett az antropogén hozzájárulás, feltehetően a réz-tartalmú növényvédő szerek alkalmazása is jelentős szerepet játszik.



10. ábra. A réz koncentrációinak alakulása a különböző kerttípusokban

V.2.3. A nehézfém-koncentrációk térbeli alakulása

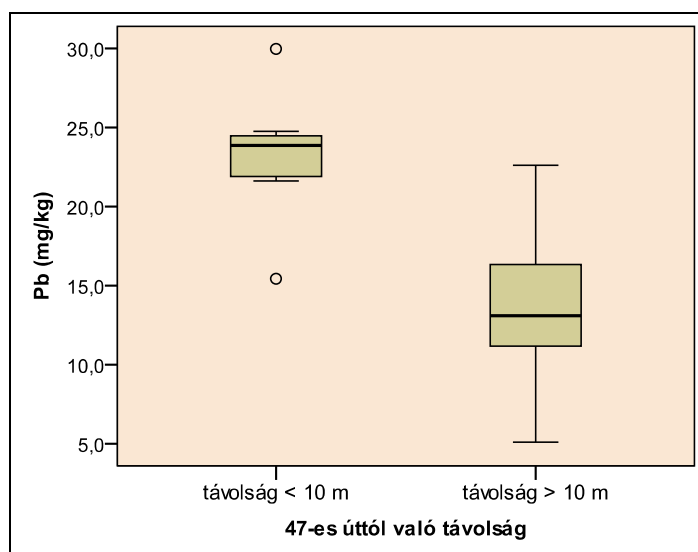
Az általam vizsgált kertek esetében a közlekedés is jelentősen hozzájárulhat a talajok fémkoncentrációjának alakulásához a légköri ülepedés által, hiszen a városokban a gépjármű közlekedés a mai napig is az egyik legjelentősebb fémkibocsátó forrásnak tekinthető. Ezért a

mintavételi területem mellett közvetlenül elhaladó, nagy forgalmat bonyolító út fémszennyező hatását is vizsgáltam egyrészt a fémkoncentrációk térbeli alakulásának elemzésével, másrészt független mintás t-próba alkalmazásával. A független mintás t-próba elvégzéséhez a vizsgált kerteket két csoportba soroltam a szerint, hogy milyen messze helyezkednek el a 47-es számú úttól, és az így létrejött két független minta átlagait hasonlítottam össze. Az út mellett közvetlenül összesen hét kert található (47-es úttól való távolság < 10 m), míg a többi kert 10 m-nél távolabb helyezkedik el az úttól. Ennek a csoportosításnak azért van jelentősége, mert a közlekedés eredetű nehézfémek legnagyobb mennyisége az utak közvetlen közelében ülepszik ki, és a fémkoncentrációk a feltalajban exponenciálisan csökkennek az úttól távolodva (Szegedi, 1999; Naszradi, 2007).

20. táblázat. A feltalajban (0–10 cm) mért fémkoncentrációk átlagainak alakulása az út melletti és az úttól távolabb eső kertekben (a csoportonkénti extrém értékeket kizártam az átlagolásból)

47-es úttól való távolság		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
távolság az úttól < 10m	Átlag (mg/kg)	8,25	79,30	0,55	23,15	23,75	6,75	33,50	42,99
	N	6	6	7	7	7	7	7	6
	Szórás	1,42	15,51	0,06	4,35	2,67	1,28	3,82	7,77
távolság az úttól > 10m	Átlag (mg/kg)	6,85	77,59	0,48	13,44	22,44	5,99	29,89	45,24
	N	44	44	42	43	44	44	42	42
	Szórás	2,01	27,31	0,12	3,88	4,95	2,21	5,82	20,55

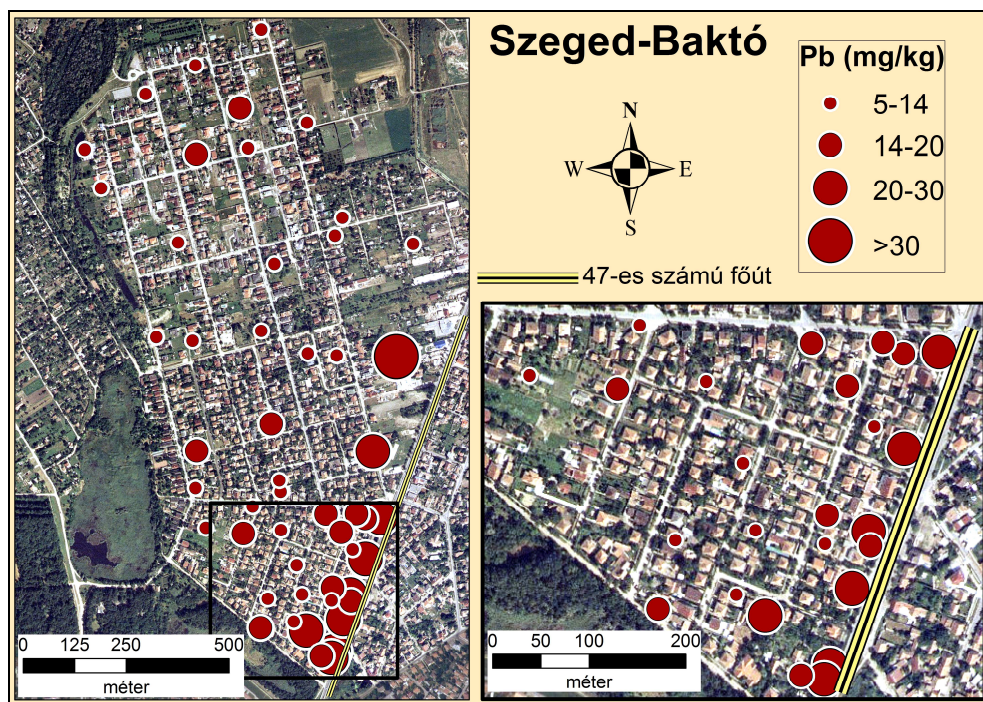
A réz kivételével minden vizsgált fém magasabb átlag koncentrációval írható le a közvetlenül az út melletti kertekben vett mintákban, mint az úttól távolabb eső kertekben (20. táblázat), ugyanakkor az elvégzett t-próba szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) a koncentráció átlagok között csak az ólom esetében igazolt (13. melléklet). Az út melletti kiskertekben átlagosan közel 10 mg/kg-mal magasabb ólom koncentrációkat mérhetünk, mint az úttól távolabb eső kertekben, ami jelentős különbségnek tekinthető (11. ábra).



11. ábra. Az ólom koncentrációk alakulása az út melletti és az úttól távolabb eső kertekben

A 47-es számú főút ólomszennyező hatását igazolja e fém koncentrációinak térbeli alakulása is, hiszen a területről készült térképen is jól látszik az, hogy az úthoz legközelebb eső

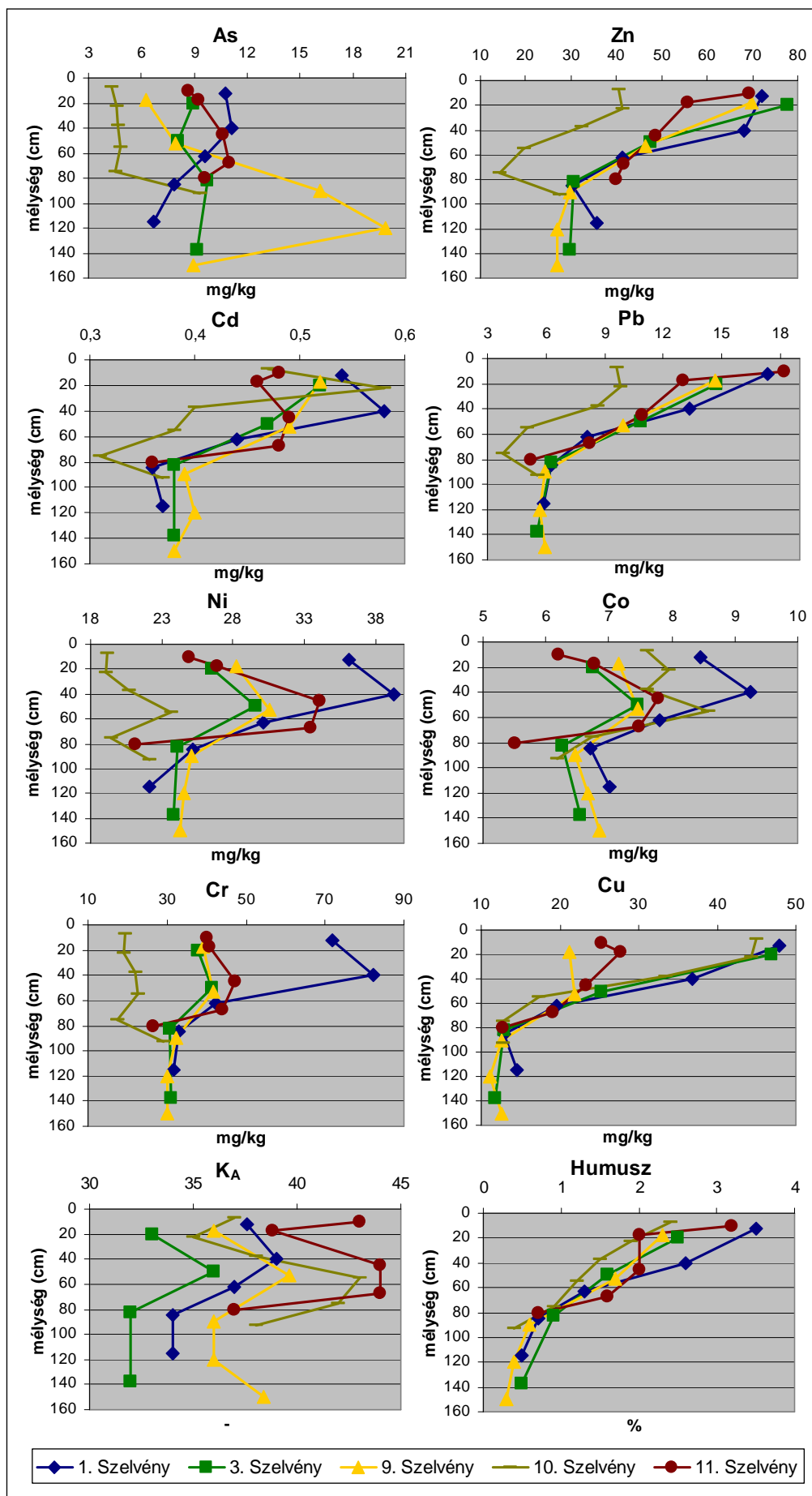
kertekben vannak a legnagyobb ólom koncentrációk, míg az úttól távolodva fokozatosan csökken az ólom koncentrációja (12. ábra). A többi fém esetében ugyanakkor nem figyelhető meg ilyen kifejezett kapcsolat az út közelsége és a fémkoncentrációk térbeli változása között (14. melléklet).



12. ábra. A mintavételi terület ólom-koncentráció térképe

V.2.4. A nehézfém-koncentrációk vertikális eloszlása a kerti talajokban

A városi kerti talajok esetében nagyon körülményes az egyes fémek eredetének (természetes, antropogén) eldöntése az esetleges szennyező-források sokfélesége és az e talajokat ért antropogén hatások (művelés) miatt. A nehézfémek vertikális eloszlásának vizsgálatával fontos információk szerezhetők a fémek eredetéről (litogén, pedogén, antropogén) és talajbeli viselkedéséről (Szabó, 2000). A döntően litogén eredetű fémek koncentrációi ugyanis a szelvényben lefelé haladva fokozatos növekedést mutatnak, míg a pedogén eredetű fémek vertikális eloszlása ehhez képest nagyban megváltozhat. Jelentős antropogén hozzájárulás abban az esetben feltételezhető, ha a felszíni szintben mért fémkoncentráció jelentősen magasabb a szelvény alsóbb szintjeiben mérténél (Szabó, 2000). A fémek vertikális eloszlásának vizsgálatához azokat a kerti példaszelvényeket választottam ki, melyek esetében jelentősebb feltöltés nem történt, így e szelvényeket (1., 3., 9., 10., 11. szelvény) csak mérsékelt antropogén hatások érték a művelés által. A vizsgált szelvények mindegyike a Chernozems (FAO et al., 2006) referencia talajcsoportba tartozik (5. melléklet). A vizsgált szelvények (1., 3., 9., 10., 11. szelvény) szintjeiben mért nehézfém-koncentrációk, valamint a szintekhez tartozó talajtani alaptulajdonságok a 15. mellékletben tekinthetők meg.



13. ábra. A fémkoncentrációk, az Arany-féle kötöttség (K_A) és a humusztartalom vertikális eloszlása a kiválasztott szelvények mentén

Jelentős különbségek mutatkoznak a vizsgált fémek vertikális eloszlását tekintve: vannak olyan fémek, melyek maximális koncentrációja a felszíni szintben mérhető, és a szelvényben lefele haladva a mért koncentrációk nagyjából exponenciálisan csökkennek. Ilyen fémek az Pb, Zn, és a Cu (13. ábra). Kivétel nélkül a szelvények „A₁” szintjében (nagyjából 0–35 cm) mértem a legmagasabb ólomtartalmat (9–18 mg/kg), mely fém koncentrációja a szelvények „A₂” szintjében (nagyjából 35–60 cm) már jelentős csökkenést mutat (5–13 mg/kg), majd a szelvények „B” szintjében (nagyjából 60–85 cm) tovább csökken és a „C” szintet (> 85 cm) elérve minden szelvényben 6 mg/kg körüli értéken állandósul (13. ábra). A cink koncentrációk szelvény menti eloszlása az óloméhoz nagyon hasonló tendenciájú, e fém koncentrációja az „A₁” szintben mérhető maximális koncentrációkhoz képest (átlag = 61 mg/kg) a „C” szintben közel felére csökken (átlag = 31 mg/kg). A réz koncentrációk is a mélységgel jelentős csökkenést mutatnak, de a csökkenés mértéke azokban a szelvényekben (1., 3., 10. szelvény) a legjelentősebb, melyekben a legfelsőbb talajszint rézkoncentrációja az „A” háttér koncentrációt (30 mg/kg) nagymértékben meghaladja (13. ábra). Ez arra enged következtetni, hogy e szelvények felszíni szintjében mérhető rézkoncentrációk kialakulásában valamilyen antropogén forrás is szerepet játszhatott.

A Ni, Cr és Co esetében a fémkoncentrációk maximuma nem a felszínen, hanem a felszín alatt, az „A₂” szintben jelentkezik, majd a „B” és „C” szintben a koncentrációk ismét csökkennek, azonban a felszíni szintben mérhető fémkoncentrációk nem haladják meg jelentős mértékben a „C” szintben mérhetőket (13. ábra). Kivétel ez utóbbi alól az 1. szelvény, mely „A” szintjében a Ni és Cr koncentrációk is nagyon magasak, a Ni e szelvény „A₂” szintjében megközelíti (39 mg/kg), míg a Cr túl is lépi (82 mg/kg) a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket (Ni esetében 40 mg/kg és Cr esetében 75 mg/kg). A Cd koncentrációk vertikális eloszlása szelvényenként eltér. Vannak szelvények (3. és 9. szelvény), melyekben e fém koncentrációja a mélységgel nagyjából exponenciálisan csökken, csakúgy, mint az Pb, Zn és Cu esetében, míg vannak szelvények (1. és 11. szelvény), melyekben a Cd koncentrációk eloszlása inkább a Ni, Co és Cr vertikális eloszlásához hasonló, azaz a maximum koncentrációk az „A₂” szintben jelentkezik (13. ábra).

Az As koncentrációk vertikális eloszlása viszont egyik másik fémhez sem hasonlítható és szelvényenként is eltérő: Az 1. szelvényben e félfém koncentrációja a mélységgel kis mértékben csökken, a 3. és 11. szelvényben a mélységgel nem változik, míg a 9. és 10. szelvényben az As koncentrációk maximuma a „C” szintben mérhető (13. ábra).

A nehézfémek mellett a vizsgált talajtulajdonságok vertikális eloszlását is tanulmányoztam, valamint az egyes fémkoncentrációk és a vizsgált talajtulajdonságok közötti kapcsolatot is igyekeztem feltárni korreláció analízis segítségével (16. melléklet).

Az Pb, Zn és Cu koncentrációk vertikális eloszlása nagyon hasonlít a vizsgált szelvények humusztartalmának eloszlásához (13. ábra), valamin e fémek koncentrációja nagyon erősen korrelál ($r > 0,8$; $p < 0,01$) a szelvények szintjeiben mért humusztartalommal (16. melléklet). Ez – több kutató eredményeivel összhangban (Szalai, 1998b; Szabó, 2000; Szegedi, 2007) – arra utal, hogy e fémek megkötésében a talajok humuszanyaga döntő szerepet játszik.

Habár szignifikáns korrelációs kapcsolat (az összes szelvényt együttesen tekintve) nem mutatható ki az Arany-féle kötöttségi szám, valamint a Ni, Cr és Co koncentrációk között (16. melléklet), e fémek vertikális eloszlása azonban nagyon hasonló az Arany-féle kötöttségi szám vertikális profiljához (13. ábra). A talaj finom részecskéinek mennyiségével arányos Arany-féle kötöttségi szám maximum értékei ugyanis, hasonlóan a Ni, Cr és Co koncentrációkhoz, a szelvények „A₂” szintjében mérhetők, így e fémek vertikális eloszlását a talaj agyagásvány-tartalma módosítja.

Annak ellenére, hogy a Cd koncentrációk vertikális profilja nem egyforma minden szelvényben, e fém nagyon erős ($r = 0,817$), szignifikáns ($p < 0,01$), pozitív korrelációt mutat a talajszelvények humusztartalmával, így e fém megkötésében is szerepet játszhatnak a szerves talajkolloidok. Az As koncentrációk vertikális eloszlására viszont egyetlen vizsgált talajtulajdonság sincsen hatással, hiszen e félfém sem a talajtulajdonságokkal, sem pedig a többi fémrel nem mutat szignifikáns korrelációt a szelvények mentén (16. melléklet).

Összességében elmondható, hogy egyetlen vizsgált fém sem rendelkezik a litogén fémekre jellemző, a felszíntől a talajképző kőzet felé fokozatosan növekvő koncentrációprofillal, így egyik fém sem tekinthető kizárólag litogén eredetűnek. A legtöbb elem vertikális eloszlását a talajképződés folyamatai módosították, és így e fémek a talajtulajdonságok által nagymértékben kontrollált pedogén fémekké alakultak. Az Pb, Zn, Cu és Cd vertikális eloszlásában a talaj humusztartalma jelentős szerepet játszik, míg a Ni, Cr és Co vertikális eloszlásának módosításában az ásványi kolloidok szerepe emelhető ki. A geogén (litogén és pedogén) eredeten felüli antropogén hozzájárulás a Ni, Cr, Co, és As esetében nem valószínűsíthető, mivel e fémek feltalajbeli koncentrációja jelentősen nem haladja meg a talaj alsóbb szintjeiben mérhető koncentrációkat, viszont nem lehet kizárni az antropogén hozzájárulás lehetőségét az Pb, Zn, Cu és Cd esetében, mely fémek feltalajbeli mennyisége egyes szelvényekben az alapkőzet koncentrációjának többszörösét is eléri.

V.2.5. Nehézfémek feltalajbeli dúsulása a feldúsulási faktorok alapján

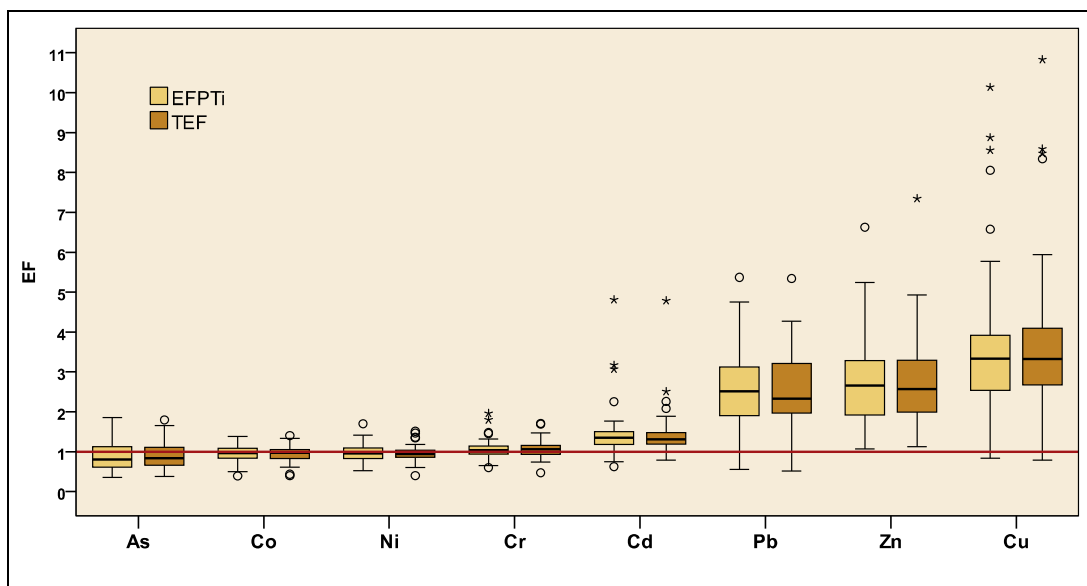
Annak ellenére, hogy a vizsgált kerti talajok csak mérsékelten szennyezettek, az előző fejezetekből kiderült, hogy egyes fémek esetében a természetes fémtartalom mellett bizony az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik a kerti talajokban mérhető fémkoncentrációk kialakulásában. A vizsgált fémek eredetének (antropogén, geogén) eldöntéséhez a feldúsulási faktorok számítása jelenthet megoldást (Szolnoki et al., 2011a; Szolnoki et al., 2012; Szolnoki et al., 2013). Dolgozatomban a feldúsulási faktorok meghatározásának kétféle módját alkalmaztam a feltalajban dúsuló fémek vizsgálatához (lásd IV.5. fejezet). A *feltalajra vonatkozó feldúsulási faktorr*al (TEF), valamint a Ti referencia elem segítségével számolt *talajtani feldúsulási faktorr*al (EFP_{Ti}) kapott, egyes kertekre vonatkozó feldúsulási faktor értékek a 17. mellékletben tekinthetők meg, míg a feldúsulási faktor értékek leíró statisztikája a 21. táblázatban található.

21. táblázat. A referencia szint segítségével számolt feldúsulási faktorok (TEF, EFP_{Ti}) a kerti talajokban

	Elem	N	Átlag	Medián	Min.	Max.	Szórás	Csúcsosság	Ferdeség
TEF	As	51	0,89	0,84	0,38	1,80	0,32	0,21	0,76
	Zn	51	2,72	2,57	1,12	7,34	1,07	5,80	1,70
	Cd	51	1,43	1,31	0,78	4,79	0,59	21,72	4,05
	Pb	51	2,54	2,33	0,52	5,34	0,97	0,39	0,33
	Ni	51	0,95	0,94	0,40	1,51	0,20	1,49	0,34
	Co	51	0,94	0,97	0,40	1,40	0,20	0,72	-0,42
	Cr	51	1,07	1,06	0,47	1,71	0,21	2,48	0,61
	Cu	51	4,16	3,32	0,79	29,03	4,04	29,64	4,98
EFP_{Ti}	As	51	0,90	0,80	0,36	1,85	0,36	-0,30	0,59
	Zn	51	2,73	2,66	1,07	6,63	1,05	2,68	1,18
	Cd	51	1,45	1,35	0,63	4,81	0,66	14,29	3,36
	Pb	51	2,54	2,51	0,56	5,37	0,98	0,58	0,43
	Ni	51	0,96	0,95	0,52	1,70	0,22	1,57	0,61
	Co	51	0,95	0,96	0,39	1,39	0,21	0,21	-0,49
	Cr	51	1,07	1,04	0,60	1,96	0,24	3,82	1,37
	Cu	51	4,18	3,34	0,83	29,92	4,14	30,89	5,10

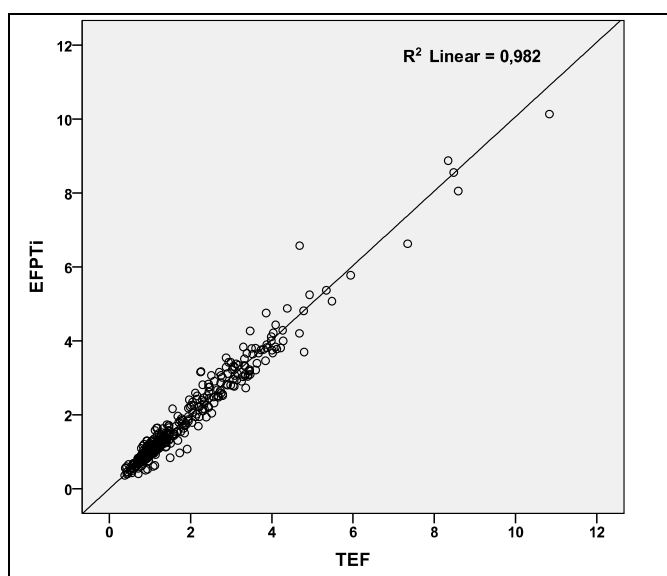
A TEF átlagai az As, Ni, Co, és Cr esetében 1 körüli értéknek adódtak, így nem jelezve e fémek dúsulását a felszíni szintben (21. táblázat). E fémek esetében a TEF maximális értékei is jóval 2 alatt maradtak, ami arra enged következtetni, hogy e fémek esetében a feltalajban mérhető fémkoncentrációk kialakulásában antropogén hozzájárulás nem játszott szerepet. E fémek közül csak az As maximális TEF értéke közelíti meg a 2-es értéket (1,8), pont abban a kertben (16. minta), ahol az As koncentráció a „B” szennyezettségi határértéket is meghaladta. A kadmium, aminek átlagos TEF értéke 1,43, már mutat mérsékelt feldúsulást a felszíni szintben, és akadnak kertek, ahol a kadmium az alapközethez viszonyítva 2-3 szorosára dúsul, ami viszont már antropogén hozzájárulást jelez. A Cd abban a kertben (37. minta), amiben a „B” szennyezettségi határértéket nagy mértékben meghaladta és így a kert talaja szennyezettnek tekinthető, már 4,78-es TEF értékkel rendelkezik. Az Pb, Zn és Cu egyaránt jelentős mértékben dúsul a feltalajban a TEF értékek alapján, az ólom és a cink átlagosan közel 2,5-szeresére, míg a réz közel 4 szeresére dúsul a kertek feltalajában a talajképző közet elemtartalmához viszonyítva (21. táblázat).

A Ti referencia elemmel kalkulált feldúsulási faktor (EFP) eredményei nagyon hasonlóak a TEF eredményeihez (14. ábra). A Co, Cr, Ni, és As EFP átlagos értékei 1 körül alakulnak, nem mutatva e fémek dúsulását. A Cd átlagosan közel 1,5-szeresére dúsul, míg az Pb, Zn és Cu esetében az EFP átlagos értékei jelentős feldúsulást mutatnak. Az Pb és a Zn átlagosan több mint 2,5-szeresére dúsul a kertek feltalajában (21. táblázat). A Cu, ami hét kertben is meghaladta a „B” szennyezettségi határértéket, EFP értékei alapján is jelentős mértékben dúsul a referencia elemhez viszonyítva, átlagosan közel négyszeresére, de van olyan kert is (16. minta), ahol a dúsulás a harmincszoros feldúsulást is megközelíti.



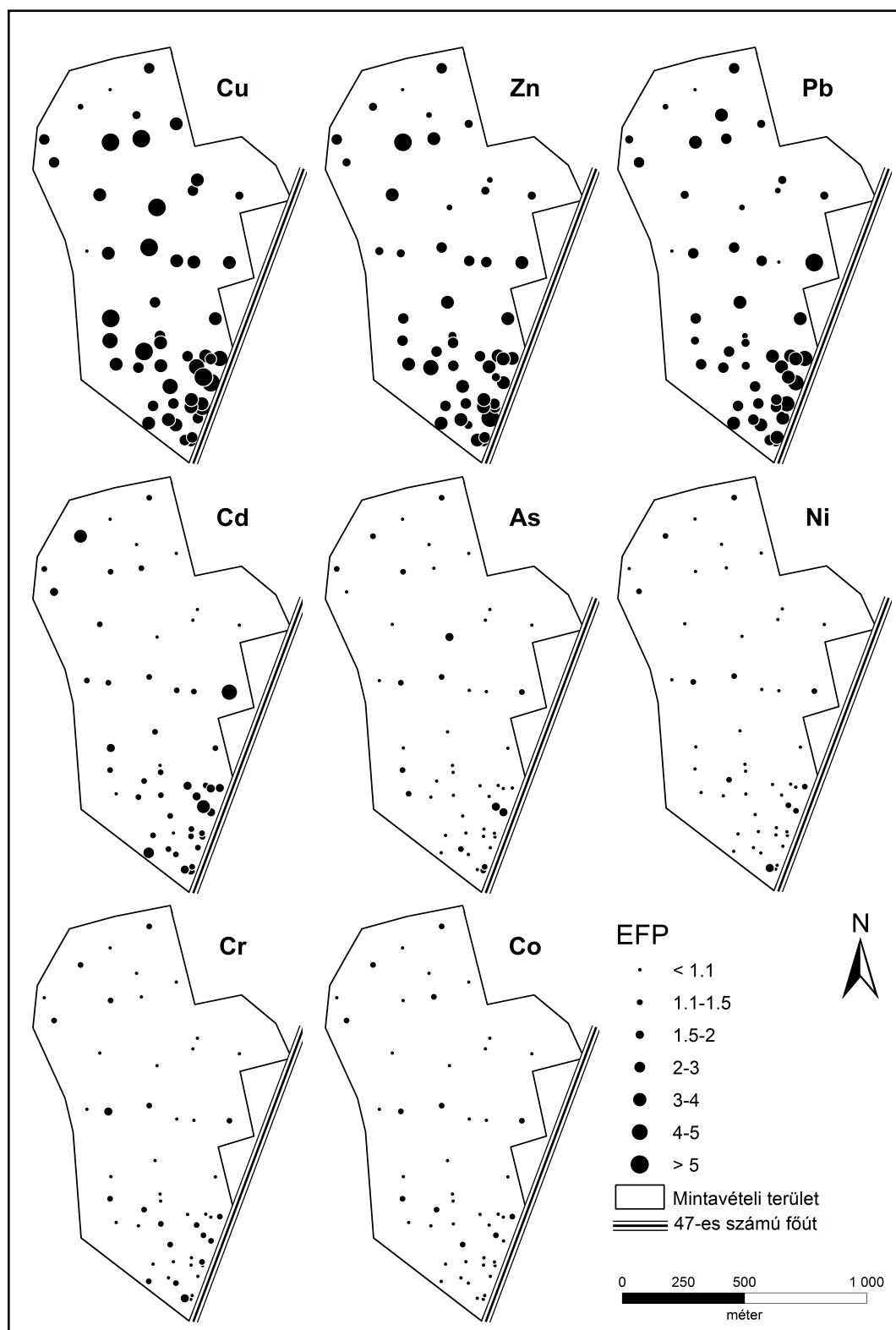
14. ábra. A TEF és EFP_{Ti} értékek eloszlása

A kétféle módon számolt feldúsulási faktor értékeket páronként is összehasonlítottam egymással. A párokba rendezett feldúsulási faktor értékek között nagyon erős, pozitív, lineáris kapcsolat figyelhető meg (15. ábra), a lineáris korrelációs együttható értéke a TEF és EFP értékek között 0,991 ($p < 0,01$). A kétféle módon számolt feldúsulási faktor értékek (TEF, EFP) közötti egyezést is megvizsgáltam párosított t-próba alkalmazásával, minden fém esetében külön-külön (18. melléklet). Ehhez az egyes kertekre számolt összetartozó TEF és EFP értékeket párokba rendeztem minden fém esetében és ezekre a párokra végeztem el a statisztikai próbát. A próba statisztika eredménye alapján elmondható, hogy egyik fém esetében sincs szignifikáns különbség ($p > 0,05$) a TEF és EFP értékek, mint párok között. A páronkénti átlagos különbség abszolút értéke minden fém esetében kevesebb volt, mint 0,017. A két módon számolt feldúsulási faktor értékek között tehát nincs szignifikáns különbség, mindkét feldúsulási faktor azonos eredményt ad, a két eredmény erősíti, alátámasztja egymást, így mindkettő egyaránt használható a fémek feltalajban való dúsulásának kimutatására.



15. ábra. A TEF és EFP_{Ti} értékek közötti kapcsolat

Azok a fémek, melyek a feldúsulási faktorok alapján a feltalajban jelentős mértékben, az alapkőzethez képest több mint kétszeresére dúsulnak, a természetes pedokémiai folyamatok mellett már nagy valószínűséggel antropogén hozzájárulásból is származnak. A vizsgált fémek feltalajban való feldúsulásának térbeli alakulását mutatja a területről készült feldúsulási faktor térkép (16. ábra), melyen az antropogén forrásból dúsuló fémek jól elkülöníthetők a geogén eredetűektől.



16. ábra. A titán referencia elemmel számolt feldúsulási faktorok (EFP_{Ti}) térbeli eloszlása a mintaterületen

A TEF és az EFP értékek alapján, melyek minden fém esetében azonos eredményt adnak, legnagyobb mértékben a Cu dúsul a kerti talajokban. A Cu átlagos feldúsulása a referencia szinthez képest közel négyszeres, így e fém esetében az antropogén hozzájárulás jelentős mértékűnek tekinthető. A Cu antropogén feldúsulása az egész mintavételi területre kiterjed, kettőnél kisebb feldúsulási faktor értékeket csak elvétve (5 kertben) találunk. A Cu legnagyobb mértékben mégis a terület közepén, a régi gyümölcsösökben és zöldségeskertekben dúsul fel (16. ábra). A Cu mellett a Zn és Pb is jelentős mértékben feldúsul a kerti talajok felszíni szintjében, a Zn átlagosan 2,7-szeresére, míg az Pb átlagosan 2,5-szeresére, mely szintén jelentős antropogén hozzájárulást jelez. A Zn és Pb antropogén feldúsulása, egy-két kivételtől eltekintve, kiterjed az egész vizsgált területre, és az út melletti mintákban is jelentős mértékű, a kétszeres feldúsulást bőven meghaladó. A Cd csak kis mértékben dúsul a kerti talajok felszíni szintjében, átlagosan 1,5-szeresére, de a kadmium esetében is vannak 2-t jóval meghaladó, így antropogén hozzájárulást jelző feldúsulási faktor értékek, igaz a Cd antropogén dúsulása inkább csak egy-egy pontforrás és az út közelében jelentős (16. ábra). A vizsgált területen a Ni, Cr és Co nem dúsulnak a felszíni szintben, feldúsulási faktoraik 1 körül alakulnak, és egy esetben sem lépik túl a kétszeres feldúsulást, így ezek a fémek a kerti talajokban geogén eredetűnek tekinthetők. E fémek közül a Cr koncentrációja a kertek 62%-ában ugyan meghaladta az „A” háttér értéket, de a feldúsulási faktorok azt igazolták, hogy a viszonylag magas króm koncentrációkat nem emberi hozzájárulás eredményezte. Az As, melynek koncentrációja egy kertben a „B” szennyezettségi határértéket is meghaladta, e kertet kivéve szintén geogén eredetűnek bizonyult (16. ábra).

V.2.6. A vizsgált elemek közötti kapcsolat feltárása többváltozós statisztikai módszerrel

Feltáró jellegű faktorelemzést, ezen belül is főkomponens-analízist (principal component analysis; PCA) végeztem a feltalaj mintás adatbázison (0–10 cm) a célból, hogy a nyolc vizsgált fém, mint változók közötti kapcsolatrendszer feltárjam, és az összetartozó eredeti változókat főkomponensekbe (principal component; PC) soroljam. A feltalajmintákban (0–10 cm) mért fémkoncentrációk között elsőként korrelációs számítást végeztem, hiszen a változók közötti korreláció megléte kíváncsító feltétele a főkomponens-elemzésnek, a változók közötti kapcsolat nélkül nem lehetne a hasonló változókat főkomponensekbe tömöríteni (Sajtos, Mitev, 2007). A korrelációs számításhoz és a főkomponens-elemzéshez az előzőleg már természetes alapú logaritmus transzformációval normalizált adatbázist használtam.

A lineáris, azaz a Pearson-féle korrelációs együtthatók azt mutatják, hogy a feltalajmintákban szignifikáns ($p < 0,01$), pozitív korreláció van több fém között is (22. táblázat). A legszorosabb pozitív irányú kapcsolat a Ni és a Cr koncentrációk között áll fenn, a korreláció mértéke ebben az esetben nagyon erős ($r = 0,818$), mely e fémek közös eredetére (geogén) és hasonló talajbeli viselkedésére egyaránt utalhat. A Ni koncentráció a Cr mellett mérsékelten erősen korrelál a Co ($r = 0,582$) és As ($r = 0,553$) tartalommal is, mely elemek mindegyikéről elmondható, hogy feldúsulási faktoraik alapján nem mutatnak affinitást a feltalajban való

felhalmozódásra. A Ni tartalom ugyanakkor gyengén korrelál ($0,3 < r < 0,5$), a Cu kivételével, azokkal a fémekkel is (Cd, Pb, Zn), melyek a feldúsulási faktorok alapján a kerti feltalajokban feldúsulnak. Mérsékeltén erős, szignifikáns ($p < 0,01$) kapcsolat van továbbá az Pb és néhány fém (Zn, As, Cd és Cr) között, mely fémek közül is a legerősebb kapcsolat a Zn koncentrációkkal figyelhető meg ($r = 0,691$). Az As tartalom mérsékeltén erősen korrelál a Cr, Ni, és Pb tartalommal, de az összes többi fémrel is mutat szignifikáns ($p > 0,01$), pozitív gyenge kapcsolatot. A Cu az egyetlen olyan vizsgált fém, mely, az As-t kivéve, egyik fémrel sem mutat szignifikáns kapcsolatot a kertek feltalajában.

22. táblázat. Lineáris (Pearson-féle) korrelációs együtthatók a feltalajban (0–10 cm) mért fémkoncentrációk között; a szignifikáns ($p < 0,01$) kapcsolat félkövérrel kiemelve

N = 51	As	Zn	Cd	Pb	Co	Cr	Cu	Ni
As	1	-	-	-	-	-	-	-
Zn	0,427	1	-	-	-	-	-	-
Cd	0,490	0,414	1	-	-	-	-	-
Pb	0,550	0,691	0,588	1	-	-	-	-
Co	0,405	0,243	0,346	0,332	1	-	-	-
Cr	0,598	0,449	0,448	0,548	0,292	1	-	-
Cu	0,457	0,257	0,149	0,221	0,274	0,202	1	-
Ni	0,553	0,397	0,477	0,407	0,582	0,818	0,243	1

Láthattuk tehát, hogy a nyolc fém, mint változók között van korrelációs kapcsolat, ami alapvető feltétele a főkomponens-elemzésnek. E mellett a főkomponens-analízis elvégezhetőségét igazolta a Bartlett-teszt szignifikáns ($p < 0,05$) szintje (a korrelációs mátrix főátlón kívüli elemei nem csak a véletlennek köszönhetően térnek el nullától), valamint a Kaiser–Meyer–Olkin (KMO) érték (ha ez az érték 0,5-nél kisebb, a faktorelemzés nem végezhető el) magas volta (KMO = 0,683) is.

23. táblázat. Teljes magyarázott variancia

Komponens	Kezdeti sajátérték			Faktorelemzés utáni sajátérték			Rotálás utáni sajátérték		
	Saját-érték	Variancia-hányad %	Össz. variancia %	Saját-érték	Variancia-hányad %	Össz. variancia %	Saját-érték	Variancia-hányad %	Össz. variancia %
1	4,059	50,736	50,736	4,059	50,736	50,736	2,454	30,669	30,669
2	1,015	12,685	63,421	1,015	12,685	63,421	2,317	28,965	59,634
3	0,930	11,621	75,042	0,930	11,621	75,042	1,233	15,408	75,042
4	0,701	8,762	83,804						
5	0,569	7,110	90,914						
6	0,378	4,721	95,635						
7	0,266	3,321	98,956						
8	0,084	1,044	100,000						

Az elvégzett faktoranalízis során a főkomponensek számának kiválasztásakor a sajátértékek (komponens által az összes változó varianciájából magyarázott variancia) nagyságát, valamint a magyarázott összes variancia hányadokat is figyelembe vettem. A főkomponens-súly mátrix egyszerűbb értelmezhetősége érdekében a főkomponenseket elforgattam a tengelyük mentén egy derékszögű forgatást, a varimax rotációs technikát alkalmazva.

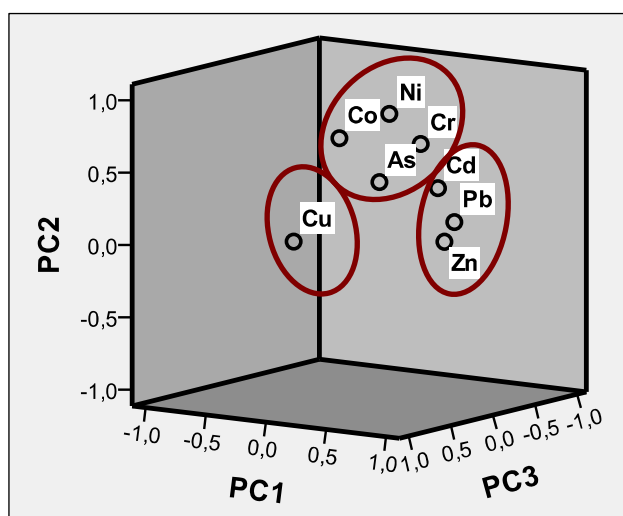
A faktoranalízis során három főkomponenst választottam, mely az összes variancia több, mint 75%-át magyarázza (23. táblázat), így a három főkomponens kiválasztásával az információ tekintélyes részét meg tudtam tartani. A két első főkomponens sajátértéke egynél nagyobb volt, míg a harmadik főkomponens sajátértéke a rotálást követően vált egyet meghaladóvá (23. táblázat).

A három kiválasztott főkomponens (PC) értelmezése a rotált főkomponens-súly mátrix alapján lehetséges (24. táblázat), mely tartalmazza a főkomponens súlyokat, azaz az adott változó (vizsgált elemek) és a főkomponens közötti korrelációt. A rotált főkomponens-súly mátrix alapján az első főkomponensbe az Pb, Zn és Cd elemek tartoznak, amit e változók magas főkomponens súly értékei mutatnak az első főkomponensben (24. táblázat). A második főkomponenssel főleg a Ni, Co, Cr és kisebb mértékben az As korrelál, míg a harmadik főkomponenst a Cu egyedül alkotja (24. táblázat).

24. táblázat. A rotálatlan és a rotált főkomponens-súly mátrix

Elem	Komponens mátrix			Elem	Rotált komponens mátrix		
	PC1	PC2	PC3		PC1	PC2	PC3
Pb	0,781	-0,404	0,227	Pb	0,874	0,216	0,120
Zn	0,690	-0,388	0,345	Zn	0,838	0,086	0,187
Cd	0,703	-0,271	-0,070	Cd	0,638	0,406	-0,022
Ni	0,810	0,195	-0,444	Ni	0,289	0,896	0,055
Co	0,595	0,450	-0,261	Co	0,034	0,736	0,287
Cr	0,802	-0,065	-0,298	Cr	0,499	0,698	-0,016
As	0,797	0,176	0,148	As	0,483	0,501	0,451
Cu	0,438	0,593	0,615	Cu	0,116	0,125	0,945

A főkomponens-analízis során tehát három főkomponenst sikerült elkülönítenem, melyek jól leírják a kerti talajokban eltérő módon viselkedő fémeket, és eredményei megerősítik a feldúsulási faktorok alapján kapott eredményeimet (Szolnoki et al., 2013). Az összetartozó fémeket, melyek jól elkülönülnek egymástól a három főkomponens által alkotott háromdimenziós rotált térben, a 17. ábra szemlélteti.



17. ábra. A fémek elhelyezkedése a három főkomponens által alkotott háromdimenziós térben, rotálást követően

Az első főkomponens (PC1) azokkal a fémekkel mutat szoros kapcsolatot, amelyek feldúsulási faktoruk alapján a feltalajban jelentős mértékben feldúsulnak, ezek az Pb, Zn és Cd elemek. Ezek feldúsulása a feltalajban részben antropogén források eredménye.

A második főkomponensbe (PC2) a Ni, Co, Cr, és As elemek tartoznak, melyek a kerti talajokban nem dúsulnak, átlagos feldúsulási faktoruk 1 körül alakul. E fémek esetében, egyes esetektől eltekintve, antropogén hozzájárulás kizárható, koncentrációjukat a feltalajban a litogén háttér kontrollálja, így PC2 elemeit nevezhetnénk „geogén eredetű fémeknek” is.

A harmadik főkomponenst (PC3) a Cu egyedül alkotja, mely fém a legnagyobb feldúsulási faktor értékekkel rendelkezik a kerti talajokban, koncentrációja a szennyezettségi határértéket is számos esetben meghaladja, így a réz koncentrációjának alakulásában az antropogén hozzájárulás jelentős.

V.2.7. A kerti talajokban antropogén forrásból dúsuló fémek lehetséges forrásai

A PC1 elemei (Pb, Zn, Cd) egyaránt származhatnak a kertekben alkalmazott adalékanyagokból: a cink a szerves trágyákból (Wuzhong et al., 2004), a kadmium a szerves- és műtrágyákból (Csathó, 1994) az ólom pedig egyes növényvédő szerekből (Alloway, 1995a) kerülhet a talajba. Mégis valószínűbb az, hogy e fémek fő forrása e kertek esetében a közlekedés. Az ólom ugyanis magasabb koncentrációkkal írható le a közvetlenül az út mellett vett mintákban, ami megerősíti az ólom közlekedési eredetét, ugyanakkor a feldúsulási faktorok alapján az ólom dúsulása nem korlátozódik csak az út melletti kertekre (16. ábra). A Zn többlet jelentős része szintén származhat a közlekedésből, amit az Pb és a Zn között fennálló szignifikáns ($p < 0,01$), viszonylag erős pozitív korrelációból ($r = 0,691$) feltételezhetünk. Ez összhangban van több kutató eredményével is (Manta et al., 2002; Bretzel, Calderisi, 2006), akik a városi talajokban (főleg út menti talajokban) szintén erős korrelációs kapcsolatot találtak az Pb és Zn között, mely arra utal, hogy e két fém közös antropogén forrása a közlekedés. Az én mintavételi területem esetében azonban a többlet Zn forrása nagyon komplex lehet: a közlekedésen és a légköri ülepedésen túl a kertekben alkalmazott talajjavító anyagok és a szerves trágyák is hozzájárulhattak a Zn feldúsulásához. A Cd csak kis mértékben dúsul a feltalajban, hisz a közlekedés kapcsán az ólomnál és cinknél kevesebb kadmium emittálódik a környezetbe. Az ólom a korábban hosszú ideig alkalmazott ólmozott üzemanyagokból kerülhetett a talajba, míg a cink fő forrása a gumiabroncsok kopása, de a gumiabroncsok kis mennyiségben tartalmaznak kadmiumot is, és a kadmium kis mennyiségben az üzemanyagok elégetése során is kerülhet a környezetbe (Hjortenkrans et al., 2006).

A PC3 főkomponenst a réz egyedül alkotja. E fém a feltalaj (0–10 cm) mintákban egyik másik fémmel sem korrelál, így a Cu többlet forrása teljesen eltérő a többi feldúsuló fém feltételezhető forrásától. Bár az azbesztmentes fékbetétek alkalmazásának következtében a közlekedés Cu emissziója az utóbbi években jelentős mértékben növekedett (Hjortenkrans et al., 2006; Salma, Maenhaut, 2006), a kerti talajokban a Cu többlet fő forrása mégsem a közlekedés lehet, hiszen a Cu feldúsulási faktor értékei nem magasabbak az út mellett, sőt, a réz az úttól

távolabb, a terület belsejében dúsul leginkább (16. ábra). A Cu lehetséges antropogén forrása inkább a fém-tartalmú növényvédő szerek használata lehet, hiszen egyes peszticidek nagy mennyiségben tartalmazzak rézet, melyek hosszú távú használata e fém koncentrációjának emelkedését eredményezheti a talajokban (Chen et al., 1997). Ezt erősíti az a megállapítás is, hogy a zöldségekben és gyümölcsökben, ahol e növényvédő szerek használata valószínűsíthetően gyakoribb, magasabb réz koncentrációkat mértem, mint a díszkertekben, ugyanakkor az út melletti kertek átlagos réz koncentrációja nem adódott magasabbnak az úttól távolabb eső kertek átlagos rézkoncentrációjánál sem. Így ha a réz a közlekedés kapcsán dúsul is bizonyos mértékig e kerti talajokban, a fő antropogén forrásból, a növényvédő szerek alkalmazásából eredő fémdúsulás, felülírja azt.

V.2.8. A városi környezetterhelés és a kertművelés együttes hatása a szegedi kerti talajok fémtartalmságára

A városi kerti talajokat érő változatos antropogén hatások nemcsak e talajok bizonyos tulajdonságainak módosulásában nyilvánulnak meg, hanem a városi környezetterhelés és a kertművelés a kerti talajok egyes fémkoncentrációinak alakulására is rányomják bélyegüket. Bár a Szeged külvárosában elhelyezkedő kerti talajok mindösszesen csak 18%-a tekinthető valamilyen fémmel (főként rézzel) kifejezetten szennyezettnek, és e talajok fémtartalmsága (a legtöbb fém esetében) is mérsékeltebb a Szeged belterületi, Technosol talajok fémtartalmához képest, a különböző módszerrel számolt feldúsulási faktorokat (TEF, EFP), egy- és többváltozós statisztikai módszereket (főkomponens analízis, statisztikai próbák), valamint a fémkoncentrációk vertikális és horizontális eloszlásának elemzését együttesen alkalmazva sikerült kimutatnom, hogy e kerti talajokban mérhető egyes fémek koncentrációjának kialakulásában az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik. A nehézfémek vertikális eloszlása azt mutatja, hogy a vizsgált elemek közül egyik sem tekinthető kizárólag litogén eredetűnek, ezek vertikális eloszlását bizonyos talajtulajdonságok (humusztartalom, ásványi kolloidtartalom) nagymértékben kontrollálják. Az általam alkalmazott feldúsulási faktorokkal (TEF és EFP), melyek – a páros mintás t-próba alapján is – teljes egészében megegyező eredményt adnak, sikerült elkülönítenem a kertek feltalajában jelentős mértékben feldúsuló fémek körét (Cu, Zn, Pb, Cd) a kizárólag geogén eredetű fémektől (Ni, Co, Cr, As), mely utóbbiak a kertek feltalajában antropogén forrásból nem dúsulnak, koncentrációjuk kialakulását csak a litogén háttér és a pedogén folyamatok kontrollálják. A főkomponens analízis segítségével (PCA) – mely szintén elkülönítette a geogén elemek csoportját (PC2: Ni, Co, Cr, As) – az antropogén forrásból dúsuló fémek két csoportját (PC1: Pb, Zn, Cd; PC3: Cu) is sikerült elkülönítenem, mely csoportok az antropogén fémek eltérő forrására utalnak.

A PC1 elemei, nevezetesen az Pb, Zn és Cd, bár (a Cd-ot kivéve) egyik kert feltalajában sem haladják meg a „B” szennyezettségi határértéket, feldúsulási faktoruk alapján jelentős mértékben dúsulnak ($EF_{Zn} \sim 2,7$; $EF_{Pb} \sim 2,5$, $EF_{Cd} \sim 1,4$) a kerti feltalajokban, mely dúsulás részben antropogén hozzájárulás eredménye. Az Pb fő antropogén forrása a gépjármű közlekedés

(nevezetesen az ólmozott üzemanyagok múltbeli használata), melyet e fém koncentrációjának horizontális eloszlása is igazolt, hisz a mintavételi terület mellett elhaladó nagy forgalmú út közvetlen közelében mérhetők a legmagasabb Pb koncentrációk. Az Pb antropogén feldúsulása azonban nem korlátozódik kizárólag csak a nagy forgalmú út melletti kertekre, az antropogén feldúsulás az egész vizsgált területre kiterjed, melyet a feldúsulási faktorok térbeli eloszlása jól mutat. Az Pb mellett a Zn fő antropogén forrásának is a közlekedés tekinthető (gumiabroncsok kopása), igaz e fém óloménál nagyobb mértékű feldúsulásának kialakulásában egyéb antropogén forrás, nevezetesen a szerves trágyák és komposztok alkalmazása is szerepet játszhat. A Cd, melynek koncentrációja két kert esetében a „B” szennyezettségi határértéket is meghaladta, a cinkkel és az ólommal ellentétben csak néhány kertben dúsul antropogén forrásból.

Az antropogén forrásból feldúsuló elemek másik csoportját (PC3) a Cu egyedül alkotja, melynek koncentrációja számos kertben meghaladja a „B” szennyezettségi határértéket is és a feldúsulási faktorok alapján is jelentős mértékben ($EF_{Cu} \sim 4,2$) dúsul a külvárosi kertek talajában. E fém igen jelentős antropogén feldúsulását viszont egyértelműen a kertekben gyakran alkalmazott réz-tartalmú növényvédő szerek okozzák, melyek használatának következtében e fém a talajok szerves anyagához kötődve a feltalajban felhalmozódik

V.3. A mintavételi terek csoportosítása a nehézfémterheltség alapján

Annak ellenére, hogy a Szeged külvárosában elhelyezkedő kerti talajok nehézfém-szennyezettsége mérsékelt, a feldúsulási faktorokat, a fémkoncentrációk térbeli elemzését, valamint a főkomponens-analízist együttesen alkalmazva sikerült rávilágítanom arra, hogy e kerti talajokban mérhető egyes fémkoncentrációk kialakulásában nemcsak a természetes fémtartalom (litogén, pedogén), hanem bizony az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik (Szolnoki et al., 2013). Mivel a részben antropogén eredetűnek talált fémek (Cu, Pb, Zn, Cd) forrása nagyon összetett (V.2.7. fejezet), és az egyes fémek feldúsulása sem egyforma mértékű minden kertben, így nyilvánvaló, hogy az összes kertet nem lehet egyetlen homogén csoportnak tekinteni. Ezért célszerűnek tartottam a nehézfémterheltség szempontjából hasonló kerteket kisebb és homogénebb csoportokba rendezni, feltételezve azt, hogy ezek a csoportok ténylegesen léteznek. Jelen fejezetben tehát a nehézfémterheltség szempontjából homogénebbnek tekinthető kertek osztályozására tett kísérlettel kapcsolatos eredményimet mutatom be.

A nehézfémterheltség szempontjából hasonló mintateretek csoportosításhoz a klaszteranalízis módszerét választottam. E sokváltozós statisztikai módszer alapvető célja az, hogy a megfigyelési egységeket – jelen esetben a vizsgált kerteket – viszonylag homogén csoportokba rendezze az elemzésbe bevont változók alapján. Az elemzés akkor tekinthető sikeresnek, ha a kapott csoportokban (klaszterekben) az egységek hasonlítanak csoporttársaikhoz, azonban eltérnek a más csoportba tartozó elemektől (Sajtos, Mitev, 2007).

A klaszterelemzés során tehát az eseteket az egyes mintavételi helyek (51 eset) képviselték, ezeket szerettem volna homogénebb csoportokba rendezni, mégpedig a feltalajok (0–10 cm) nehézfémterheltsége alapján. A klaszterelemzésbe változóként azonban nem a vizsgált fémeket

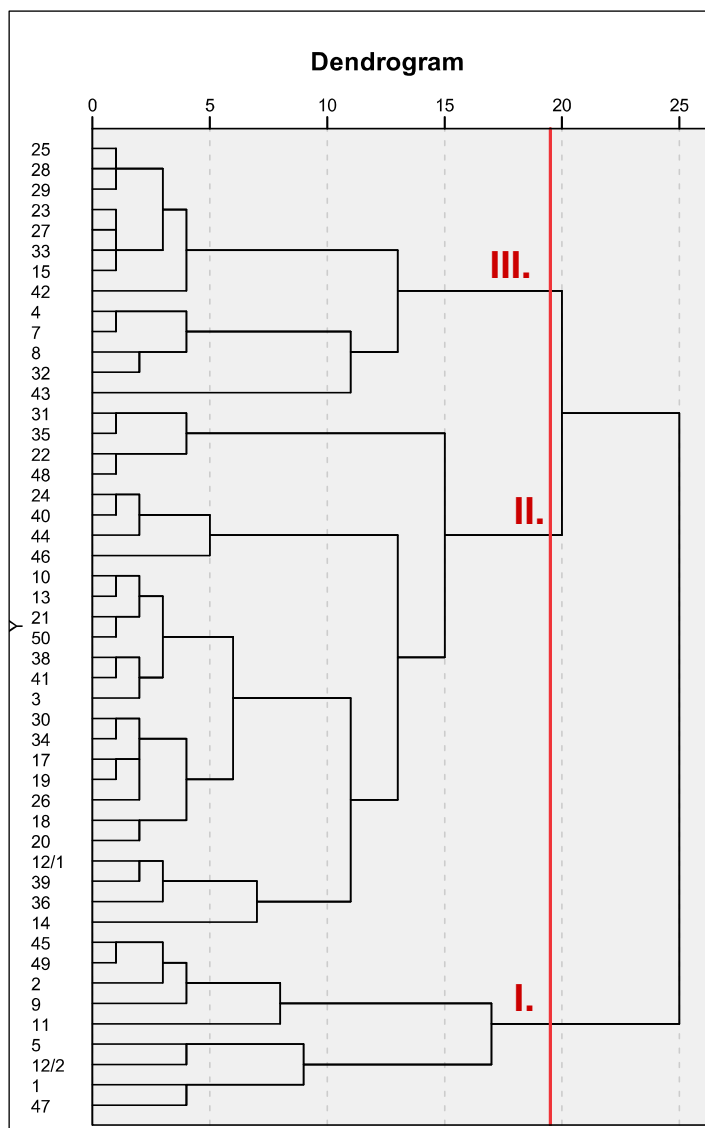
vontam be, hanem ezen eredeti változókból a főkomponens-elemzés során nyert három főkomponenst, melynek több oka is van. Egyrészt az, hogy az eredeti, egymással szignifikáns mértékben is korreláló változók (vizsgált fémek) helyett az ezekből nyert, páronként korrelálatlan, valamint standard eloszlású főkomponensek bevonása a klaszterelemzésbe nem korlátozza az Euklideszi távolság metrikák alkalmazását (Geiger, 2007). Másrészt az, hogy a nyolc eredeti változó helyett az ezekből nyert csupán három főkomponens alkalmazása lényegesen leegyszerűsíti a létrejövő klaszterek értelmezését, hiszen a három főkomponens jól leírta a kertekben eltérő módon viselkedő fémek csoportjait (PC1 és PC3: antropogén forrásból feldúsuló fémek; PC2: geogén eredetű fémek).

Mivel nem volt előzetes információ a feltételezeten létező csoportok számáról, ezért hierarchikus klaszterelemzést, ezen belül is összevonó (agglomeratív) hierarchikus eljárást alkalmaztam (Füstös, 2009). E klaszterező módszernél a folyamat megkezdésekor minden egyes elem önálló klasztert alkot, majd a leginkább hasonló megfigyelési egységeket az eljárás során lépésenként egyre nagyobb klaszterekbe vonjuk össze, így a klaszterezés végén egyetlen – az összes elemet tartalmazó és meglehetősen heterogén – klasztert kapunk (Sajtos, Mitev, 2007). Az összevonó algoritmus során származtatott távolsággal (hasonlósággal) mérjük a már egy klaszterbe tartozó elemek távolságát a többi elemtől vagy klasztertől (Füstös, 2009).

Mivel a klaszterelemzés igen érzékeny a kiugró (outlier) elemekre, ezért először ezen eseteket igyekeztem felderíteni. Első lépésként lefuttattam a klaszterelemzést az egyszerű láncmódszert (Single linkage) alkalmazva, mely módszernél két klaszter távolságát a két klaszter legközelebbi tagjai (Nearest neighbor) közötti távolság adja, így ez az eljárás kiválóan alkalmazható a kiugró megfigyelési egységek feltárására (Sajtos, Mitev, 2007). Az egyszerű láncmódszer során a távolság mértéke a négyzetes euklideszi távolság volt. E klasztermódszer lefuttatása során három kiugró mintavételi helyet sikerült azonosítanom (6., 16. és 37. minták), amelyek egyik másik kert talajára sem hasonlítottak. A 6. mintavételi helyen a kertet 35 cm vastagságban homokkal töltötték fel, ennek következtében a kertből származó feltalaj átlagmintában (0–10 cm) gyakorlatilag minden vizsgált fémből a legalacsonyabb koncentrációkat mértem. A 16. mintavételi hely esetében a feltalaj minta extrém magas réz koncentrációt mutatott (580 mg/kg), míg a 37. mintavételi helyen a kert feltalaja kadmiummal erősen szennyezett volt (2,9 mg/kg), de a talaj ólomtartalma is kiugróan magas volt (10. melléklet). Mivel e mintavételi helyek feltalajának nehézfém-tartalma valóban kirívó eseteknek bizonyultak, az alapsokaságra nem jellemzőek, így e kerteket a további elemzésből kizártam.

A kiugró mintavételi helyek (6., 16. és 37. minták) kizárását követően ismét lefuttattam a klaszterelemzést a maradék 48 kertre, ezúttal a csoportátlag módszert (Average Linkage between groups) alkalmazva. A távolság mértéke a négyzetes euklideszi távolság volt. A csoportátlag módszer a klaszterek távolságát úgy értelmezi, mint a két csoport elemei közt mért távolságok átlagát, és az összevonás kritériuma az, hogy az új csoporton belüli távolságok átlagának növekedése minimális legyen (Füstös, 2009). A klaszterezés eredményét az 18. ábrán látható dendrogram mutatja, melyen jól láthatóan a kertek három nagy csoportja különül el, így végül a 48 kertet három klaszterbe (I., II., és III. klaszter) soroltam a nehézfémterheltségük alapján. Ezen

osztályozás megbízhatóságát és érvényességét igazolja, hogy a klaszterezés során több kipróbált és lefutott klasztermódszer (Ward módszer, medián módszer) is ehhez nagyon hasonló eredményt adott, a dendrogramok csaknem teljesen ugyan ezekből a kertekből álló csoportokat különítették el, mely megerősíti e csoportok létezését és az osztályozás jóságát.



18. ábra. A klaszterezés (csoportátlag módszer) dendrogramja, mely a 48 mintavételi hely hierarchikus összevonási lépéseit ábrázolja

V.3.1. Az egyes klaszterek jellemzése

Az I. klaszter 9 kertet tartalmaz, melyek teljesen elkülönülnek az összes többi kerttől (18. ábra), míg a többi kert további két csoportra bontható (II. és III. klaszter). A II. klaszterbe összesen 26 kert tartozik, míg a III. klaszter 13 elemet tartalmaz (18. ábra). A 25. táblázat az egyes klaszterekbe tartozó kertek, valamint az összes kert átlagos főkomponens faktor értékeit (factor scores) és ezek szórását mutatja. A táblázatból látható, hogy a létrejött klaszterekben az egyes főkomponensek faktor értékeinek szórása általában kisebb, mint az összes kert faktor értékeinek szórása, így sikerült a főkomponensek „mentén” homogénebb csoportokat kialakítani.

Az elvégzett varianciaanalízis (ANOVA) azt igazolta, hogy mindhárom főkomponens faktor értékei szignifikánsan ($p < 0,05$) különböznek a létrejött három klaszterben (19. melléklet), mely szintén megerősíti azt, hogy e klaszterekbe tartozó kertek ténylegesen elkülönülnek egymástól főkomponens értékeik alapján.

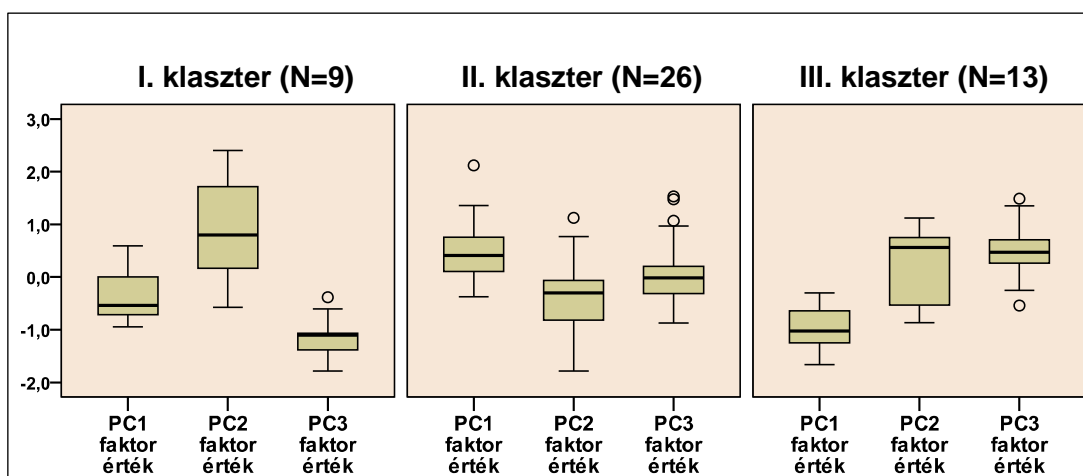
25. táblázat. A három főkomponens faktor értékeinek összehasonlítása az egyes klaszterekben

Klaszterek		PC1 faktor érték	PC2 faktor érték	PC3 faktor érték
I. klaszter (N = 9)	Átlag	-0,333	0,996	-1,126
	Szórás	0,502	1,004	0,425
II. klaszter (N= 26)	Átlag	0,499	-0,412	0,035
	Szórás	0,547	0,737	0,629
III. klaszter (N = 13)	Átlag	-0,962	0,244	0,497
	Szórás	0,399	0,730	0,549
Összes kert (N = 48)	Átlag	-0,053	0,029	-0,058
	Szórás	0,810	0,947	0,791

Az I. klaszterben a PC2 főkomponens faktor értéke a legnagyobb (átlag = 0,996), míg a PC1 és PC3 főkomponens átlagos faktor értéke jóval kisebb az összes kertre jellemző értéknél (25. táblázat és 19. ábra). A PC2 főkomponens a geogén eredetű fémeket (Ni, Co, Cr és As) foglalta magába, míg PC1 és PC3 az antropogén forrásból feldúsuló fémekkel mutatott szoros kapcsolatot, így az I. klaszterbe azon kertek kerültek, melyek feltalajában a geogén eredetű fémek dominálnak.

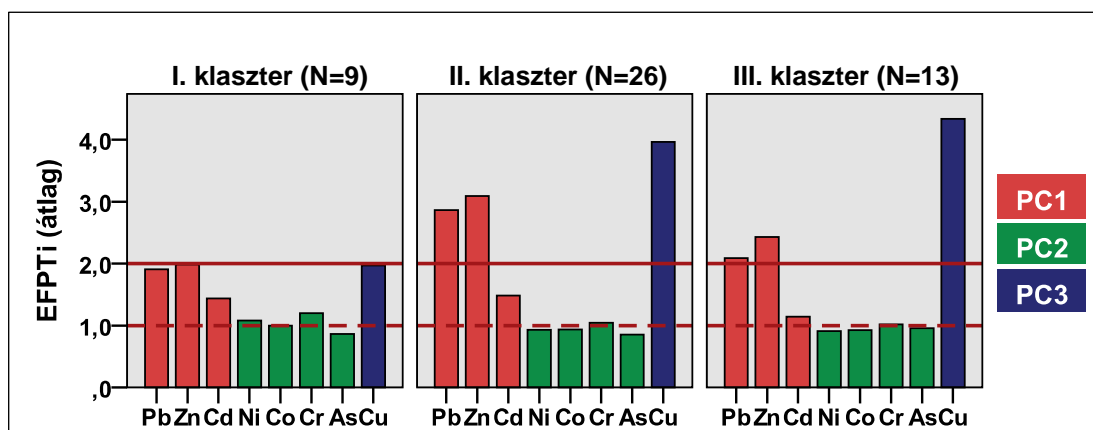
A II. klaszterbe tartozó kertek esetében a PC1 faktor értékek átlaga (0,499) sokkal nagyobb, mint az összes kertben nézve (25. táblázat), valamint e klaszterben a PC3 faktor értékek is kicsit magasabbak az átlagosnál, a PC2 faktor értékek viszont ebben a klaszterben a legkisebbek (19. ábra). Így a II. klaszter azokat a kerteket foglalja magába, melyek feltalajában az antropogén forrásokból feldúsuló fémek (főképp PC1 elemei: Pb, Zn és Cd) a meghatározóak.

A III. klaszterbe tartozó kertek esetében a PC1 faktor értékei kicsik, míg a PC3 faktor értékek az átlagosnál jóval nagyobbak (25. táblázat), ami alapján e klaszter azokat a kerteket tartalmazza, amelyek feltalajában a Cu (PC3 egyetlen eleme) a meghatározó.



19. ábra. A főkomponens (PC) faktor értékek eloszlása az egyes klaszterekben

A létrejött klaszterek azonban nem csak a főkomponens faktor értékek alapján különülnek el egymástól, a klaszterezés folyamatába be nem vont változók alapján is sikerült értelmezhető csoportokat kialakítani. A három létrejött klaszterben összehasonlítottam – többek között – a vizsgált fémek Ti referencia elem segítségével számolt feldúsulási faktor értékeit (EFP_{Ti}) is, mely a fémek feltalajban való feldúsulását mutatja, és egészen meglepő eredményeket kaptam. Az Pb, Zn, Cu és Cd feldúsulási faktor értékei (EFP) szignifikáns ($p < 0,05$) mértékben különböznek egymástól a három klaszterben, míg a Ni, Co, Cr és As feldúsulási faktor értékei között nincs statisztikai különbség az elvégzett Kruskal-Wallis próba alapján (20. melléklet). Így annak ellenére, hogy mindhárom főkomponens faktor értékei szignifikánsan különböztek egymástól minden klaszterben, a főkomponensek közül csak a PC1 és PC3 elemeinek (részben antropogén eredetű fémek) feldúsulási faktor értékei különböznek a klaszterek között. A PC2 elemei, azaz a geogén eredetű fémek (Ni, Co, Cr és As) feldúsulási faktor értékei nem különböznek egymástól a három klaszterben (20. ábra), ami megerősíti azt, hogy ezen elemek feltalajbeli koncentrációinak kialakulásához antropogén forrás nem járul hozzá. A létrejött klaszterek azonban nagyon is különböznek egymástól az antropogén fémek (Pb, Zn és Cd, valamint a Cu) feldúsulási faktor értékei alapján (20. melléklet).



20. ábra. A vizsgált fémek Ti referencia elemmel számolt feldúsulási faktor (EFP) értékeinek átlaga az I., II. és III. klaszterben

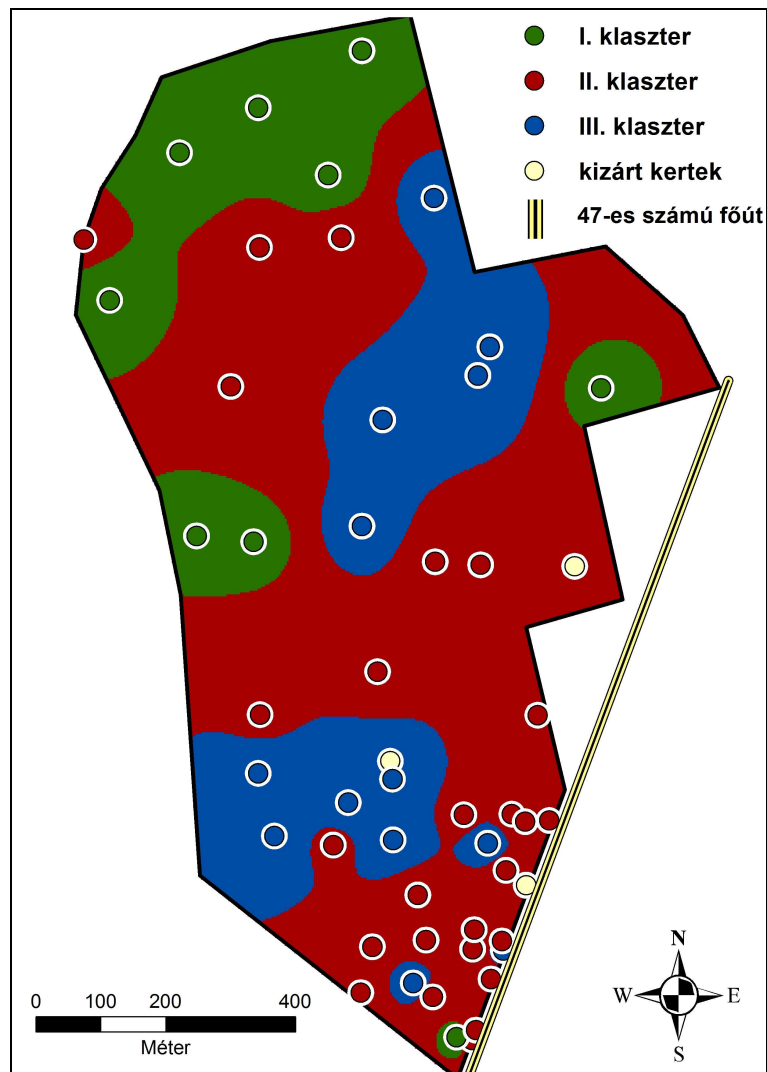
Az I. klaszterbe az a kilenc kert került, melyek feltalajában az egyébként antropogén eredetűnek talált fémek (PC1-elmei: Pb, Zn, Cd; PC3 eleme: Cu) sem dúsulnak fel antropogén forrásból. E fémek feldúsulási faktor értékeinek átlaga ugyanis nem haladja meg a már antropogén hozzájárulást jelző kétszeres feldúsulást (20. ábra), mely azt jelzi, hogy e fémek feltalajbeli dúsulását (EFP > 2) e kertekben csak a pedokémiai folyamatok eredményezik, tehát e kertek antropogén terheléstől mentesnek tekinthetők. Nagyon érdekes az is, hogy e kilenc kert közül egyik sem található közvetlenül a 47-es számú út mellett, valamint az, hogy e kilenc kert több mint 56%-át díszkert képezi (a 9 kert közül 5 díszkert). Így az I. klasztert *antropogén fémterheléstől mentes kerteknek* neveztem el.

A II. klaszterbe azok a kertek kerültek, melyekben a Zn, Pb és Cu feldúsulási faktor értékei szignifikánsan ($p < 0,05$) nagyobbak, mint az I. klaszterben (20. melléklet). E fémek feldúsulási faktor értékeinek átlaga jócskán meghaladja az antropogén hozzájárulást jelző kétszeres

feldúsulást (20. ábra), így e kertek ólommal, cinkkel és rézzel is terheltek. A II. klaszter kertjei között találjuk – egy kivételével – azokat a kerteket, melyek közvetlenül a 47-es főút mellett helyezkednek el, amely megerősíti azt, hogy az antropogén eredetűnek talált fémek egyik fő forrása a közlekedés. E klaszterbe került kertek viszont nagyon heterogének hasznosítási típusukat tekintve, zöldséges kertek (16 db), gyümölcsös kertek (5 db) és díszkertek (5 db) is egyaránt található köztük, amely jól mutatja azt, hogy szennyezés/terhelés a kert típusától függetlenül bárhol előfordulhat. E klasztert ezért *antropogén fémekkel terhelte kerteknek* neveztem el.

A III. klaszterbe tartozó kertekben dúsul fel legnagyobb mértékben a Cu ($EFP_{\text{átlag}} = 4,3$) az összes klaszter közül, azonban a Cu feldúsulási faktor értékei között nincs szignifikáns különbség a II. és III. klasztert tekintve (20. melléklet). Az Pb feldúsulási faktor értékei a III. klaszterben viszont szignifikánsan kisebbek, mint a II. klaszterben (20. melléklet). Így a III. klasztert olyan kertek alkotják, melyben a réz nagymértékben feldúsul ugyan, viszont az egyetlen egyértelműen közlekedés eredetűnek talált ólom, nem. Ennek oka az lehet, hogy e kertekben a Cu feldúsulását kizárólag csak a növényvédő szerek alkalmazása eredményezi. Ezt erősíti az a megállapítás is, hogy e klaszter 13 kertje közül 12 zöldséges kert (10 db) vagy gyümölcsös (2 db), míg mindösszesen csak 1 olyan kert tartozik e klaszterbe, melynek jelenlegi hasznosítása díszkert. Így a III. klasztert *rézzel terhelte kerteknek* neveztem el.

Összességében elmondható, hogy a klaszter-analízist alkalmazva sikerült a nehézfémterheltség szempontjából nagyon heterogénnek tekinthető kerteket kisebb és homogénebb csoportokba sorolnom, mely homogén csoportok térben is jól elkülöníthetők, valamint 3 kiugró kertet is sikerült azonosítanom. E kiugró kertek egyike (6. minta) a homokkal való feltöltésnek köszönhetően extrém alacsony fémkoncentrációkkal rendelkezik, míg a másik két kert közül az egyik (16. minta) rézzel, a másik (37. minta) pedig kadmiummal extrémén szennyezett. A mintavételi területről készült klaszter térképen jól látszik az egyes mintavételi helyek klasztertagsága és a klaszterek területi eloszlása. (21. ábra). Az I. klasztert az *antropogén fémterheléstől mentes kertek* alkotják, melyek főként a mintaterület északi-, észak-nyugati részén, a 47-es főúttól legtávolabb helyezkednek el (21. ábra), és az összes vizsgált kert (51 minta) csupán 18%-át teszik ki. A II. klaszterbe tartozó kertek *antropogén fémekkel erősen terheltek*, közéjük tartoznak a 47-es út mellett található kertek is, de e klaszter elemei nem csak a forgalmas út közvetlen közelében helyezkednek el (21. ábra), a vizsgált kertek több mint fele (51%) ebbe a csoportba tartozik mely a mintavételi terület jelentős részét lefedi (21. ábra). A III. klaszterbe a vizsgált kertek 25%-a tartozik, mely kertek az antropogén fémek közül csupán rézzel terheltek, de e kertekben a legnagyobb mértékű a réz feldúsulása. A III. klaszter kertjeit a terület középső részén elhelyezkedő szinte kivétel nélkül zöldséges- és gyümölcsös kertek alkotják, melyek jelenlegi és múltbeli művelése eredményezhette a réz ilyen mértékű feldúsulását.



21. ábra. A vizsgált terület klaszter térképe

Annak ellenére, hogy a Szeged külvárosában található kertek mindösszesen csak 18%-a volt valamilyen fémmel kifejezetten szennyezett (valamely fém koncentrációja a „B” szennyezettségi határértéket meghaladta), az antropogén fémterhelés (Pb, Zn és/vagy Cu) a vizsgált kertek 76%-ára jellemző.

V.4. A kerti talajok nehézfém-pufferoló képességének értékelése

A talaj nagy hatású pufferrendszerként viselkedik, mely a bele kerülő (káros) anyagokat bizonyos mértékig lekötni és/vagy átalakítani, így esetleges káros hatásukat közömbösíteni, tompítani képes (Filep, Fülek, 1999). A városi kerti talajok esetében – az esetleges szennyezettségük, valamint a növénytermesztési funkciójuk miatt – a nehézfém-pufferoló képességnek kiemelkedő jelentősége van. Mivel a talajok toxikus elem megkötő képességét, és így a fémek mobilitását több olyan talajalkotó és talajtulajdonság is befolyásolja, mely a városi kerti talajokat érő antropogén hatások (művelés, feltöltés stb.) következtében kisebb vagy nagyobb mértékű módosulást szenved (V.1.5. fejezet), fontosnak tartottam e kerti feltalajok (0–10 cm) nehézfém-pufferoló képességének értékelését. Ehhez sorra vettem azokat az általam is

vizsgált talajtulajdonságokat, melyek a fémek mobilitását nagymértékben befolyásolják, és ezek alapján értékeltem az antropogén hatásokra módosult városi kerti talajok e képességét.

A talaj kémhatása nagyon fontos paraméter a fémek mobilitása szempontjából, mert a pH közvetlenül befolyásolja a talajban lejátszódó szorpciós/desorpciós, oldódási/csapadékképződési, komplex-képződési és oxidációs/redukciós reakciókat (McLean, Bledsoe, 1992). A pH hatása az egyes fémek mobilitására nagyon összetett és erősen elemfüggő ugyan, de általánosságban igaz, hogy a nehézfém kationok mobilitása a pH csökkenésével nő, míg a semleges, vagy gyengén lúgos ($\text{pH} > 7$) kémhatású talajoknak legnagyobb a kation visszatartó (kation-adszorpciós) képessége (McLean, Bledsoe, 1992; Tack, 2010). A negatív töltésű összetett ionok, mint például az arzenát-ion (AsO_4^{3-}), arzenit-ion (AsO_2^-) és kromát-ion (CrO_4^{2-}) adszorpciója viszont a pH csökkenésével nő (McLean, Bledsoe, 1992). Az általam vizsgált fémek (az As és a Cr kivételével) nagyon erős kötődést mutatnak kevés humusztartalmú homoktalajokban, ha a talaj pH értéke (a kálium-kloridos talajkivonatban) $\geq 6,5$ (Farsang, 1997). Mivel a vizsgált kerti feltalajok (0–10 cm) kémhatása a desztillált vizes talajkivonat alapján gyengén lúgos [$\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 7,50\text{--}8,55$], és a KCl-os talajszuszpenzióban mért pH értékek is 6,5 felett alakulnak minden kert esetében [$\text{pH}(\text{KCl}) = 6,94\text{--}7,80$], e talajtulajdonság a kerti talajok nehézfém-pufferoló képességét pozitívan befolyásolja. A lúgos pH viszont nem segíti elő az As és Cr anionok adszorpcióját.

A vizsgált kerti feltalajok (0–10 cm) változó mennyiségben ugyan, de tartalmaznak szénsavas meszet ($\text{CaCO}_3\% = 0,8\text{--}13,5$), mely a természetes tartalom mellett antropogén forrásból is származik (meszezés, magas mésztartalmú feltöltő anyag használata, kerti talajok forgatása és bolygatása révén a magas karbonát-tartalmú altalaj felszíni szintbe kerülése). A kerti talajokba bekerülő szénsavas mész a talajok nehézfém-pufferoló képességét tovább növeli, egyrészt azért, mert a kalcit (CaCO_3) néhány fémion számára adszorpciós felületként szolgál, így segít megkötődésükben (McLean, Bledsoe, 1992), másrészt pedig közvetett módon, a talaj savanyodásának akadályozása által.

A nehézfémek megkötésében az ásványi talajkolloidok (agyagásványok, Fe- és Al-hidroxidok) nagy szerepet töltenek be, melyek nagy fajlagos felületük, valamint állandó és változó töltéseik révén nagy szorpciós kapacitással rendelkeznek, így nagy mennyiségű ion és molekula (köztük a nehézfém-ionok) megkötésére képesek. Minél nagyobb tehát a talaj ásványi kolloidtartalma, annál több nehézfémet képes adszorbeált formában megkötni és ily módon immobilizálni. Az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) – mely a textúrával összefüggő paraméter és arányos a talaj finom részecskéinek mennyiségével – közvetett módon a talaj nehézfém-pufferoló képességéről is információt szolgáltat, hiszen minél nagyobb az Arany-féle kötöttségi szám, annál nagyobb a talaj agyagfrakciója és így annál nagyobb a talaj nehézfém-pufferoló képessége is. A vizsgált kerti feltalajok (0–10 cm) Arany-féle kötöttségi száma széles határok között mozog ($K_A = 27\text{--}58$) ugyan, de a vizsgált kertek többségének (88%) fizikai félesége az Arany-féle kötöttségi szám alapján homokos vályog és vályog ($K_A = 30\text{--}42$), ami meglehetősen pozitívan befolyásolja e kerti feltalajok nehézfém-pufferoló képességét a gyengén lúgos kémhatás és a szénsavamész-tartalom mellett. Ugyanakkor a sok kertet érintő feltöltés (a kertek

45%-ban történt valamilyen mértékű feltöltés, talajanyag bekeverés) a kerti talajok nehézfém-pufferoló képességének csökkentése irányába hat, hiszen a feltöltések csökkentették az Arany-féle kötöttségi számot, azaz az eredeti talaj fizikai féleségét a durvább szemcsefrakciók irányába tolták (V.1.2. fejezet). Szerencsére homok fizikai féleségű feltalaj csak egyetlen kertben fordult elő, így ezt kivéve a kerti talajok, beleértve a feltöltött kerteket is, kielégítő mennyiségű ásványi kolloidot tartalmaznak.

Az ásványi talajkolloidok mellett a humuszanyagok is nagy szerepet töltenek be a talaj nehézfém-pufferoló képességének kialakításában, hiszen e szerves talajkolloidok – viszonylag kis mennyiségük ellenére – nagy fajlagos felületük és nagy mennyiségű pH-függő negatív töltésük révén a talaj kation-cserélő kapacitásának jelentős hányadát adják, e mellett változatos funkciós csoportjaiknak köszönhetően kitűnő komplexképzők. Következésképpen a durva textúrájú, kevés humusztartalmú talajokhoz képest a humuszban gazdag, kötöttebb talajoknak sokkal nagyobb a nehézfém-pufferoló képessége. Az általam vizsgált kertek feltalajának humusztartalma – az eltérően alkalmazott kertművelési praktikák következtében – nagyon változatos, humuszban szegény (<2%), közepesen humuszos (2–4%) és humuszban gazdag (>4%) feltalajok is előfordulnak a mintaterületen. A kertek többségének (82%) feltalaja azonban közepes humusztartalmú, ami nagyban segítheti a fémek immobilizálódását. A talajok pufferképessége azonban a humusz mennyisége mellett annak minőségétől is nagyban függ, mert a különböző humuszanyagok nem egyforma mértékben képesek megkötni a nehézfémeket. Ezért vezette be Hargitai még az 1980-as évek elején a „talajok környezetvédelmi kapacitásának” (EPC) fogalmát, amely mutatószám a talajok humusztartalma mellett a humuszminőséget is figyelembe véve számszerűsíti a talaj humuszanyagainak környezetvédelmi szerepét (Hargitai, 1993). A kerti talajok nehézfém-pufferoló képességének értékelésekor ezért az *általános környezetvédelmi kapacitás* (general environmental protection capacity; EPC_G) értékeket is meghatároztam a következő képlet alapján (Hargitai, 1993):

$$EPC_G = D_X * H^2 * K ,$$

ahol D_X a vizsgált talajréteg vastagsága cm-ben, H a talajréteg humusztartalma %-ban, míg K a talajréteg humuszstabilitási koefficiens értéke. Az EPC_G értékeket minden kert esetében kiszámítottam a feltalaj (0–10 cm) átlagminták vizsgálati eredményei alapján, és így az EPC_G értékeket a felső 10 cm-es talajrétegre vonatkozóan adtam meg (7. melléklet). A művelt kerti feltalajok EPC_G értéke széles határok között mozog, minimális értéke 6,6, maximális értéke 147,0, átlagos értéke pedig 44,4.

Mivel a kertekben feltárt példaszelvények vizsgálata során az eltemetett, eredeti talajok „A” szintjét sikerült azonosítanom három feltöltött szelvény (2., 5., és 6. példaszelvény) esetében, így e szelvények segítségével e három kerti talaj jelenlegi felszíni szintjének és az eredeti (eltemetett) talaj felszíni szintjének EPC_G értékeit össze tudtam hasonlítani egymással. A három feltöltött szelvény eltemetett „A” szintjének és jelenlegi feltalajának (0–10 cm) humusztartalmát, humuszstabilitási koefficiens értékét, valamint az ezek alapján 10 cm-es talajrétegre számolt EPC_G értékét tartalmazza a 26. táblázat.

26. táblázat. Három kerti talaj jelenlegi felszíni szintjének és az eltemetett eredeti talaj „A” szintjének humusztartalma, humuszstabilitási koeficiens értéke (K), valamint általános környezetvédelmi kapacitás (EPC_G) értéke

Mintavételi hely	Talaj	Minta jele	Humusz (H) (%)	Humuszstabilitási koeficiens (K) (-)	EPC _G (-)
2	Jelenlegi feltalaj	2/Á	4,64	0,22	47,37
	Eltemetett talaj „A” szintje	2/4	2,24	1,46	73,26
5	Jelenlegi feltalaj	5/Á	4,52	0,49	100,11
	Eltemetett talaj „A” szintje	5/5	2,28	1,09	56,66
6	Jelenlegi feltalaj	6/Á	1,84	0,90	30,47
	Eltemetett talaj „A” szintje	6/3	2,27	1,49	76,78
Kerti talajok jelenlegi felszíni (0–10 cm) szintje (átlag)			3,67	0,54	59,31
Eltemetett (eredeti) talajok „A” szintje (átlag)			2,26	1,35	68,90

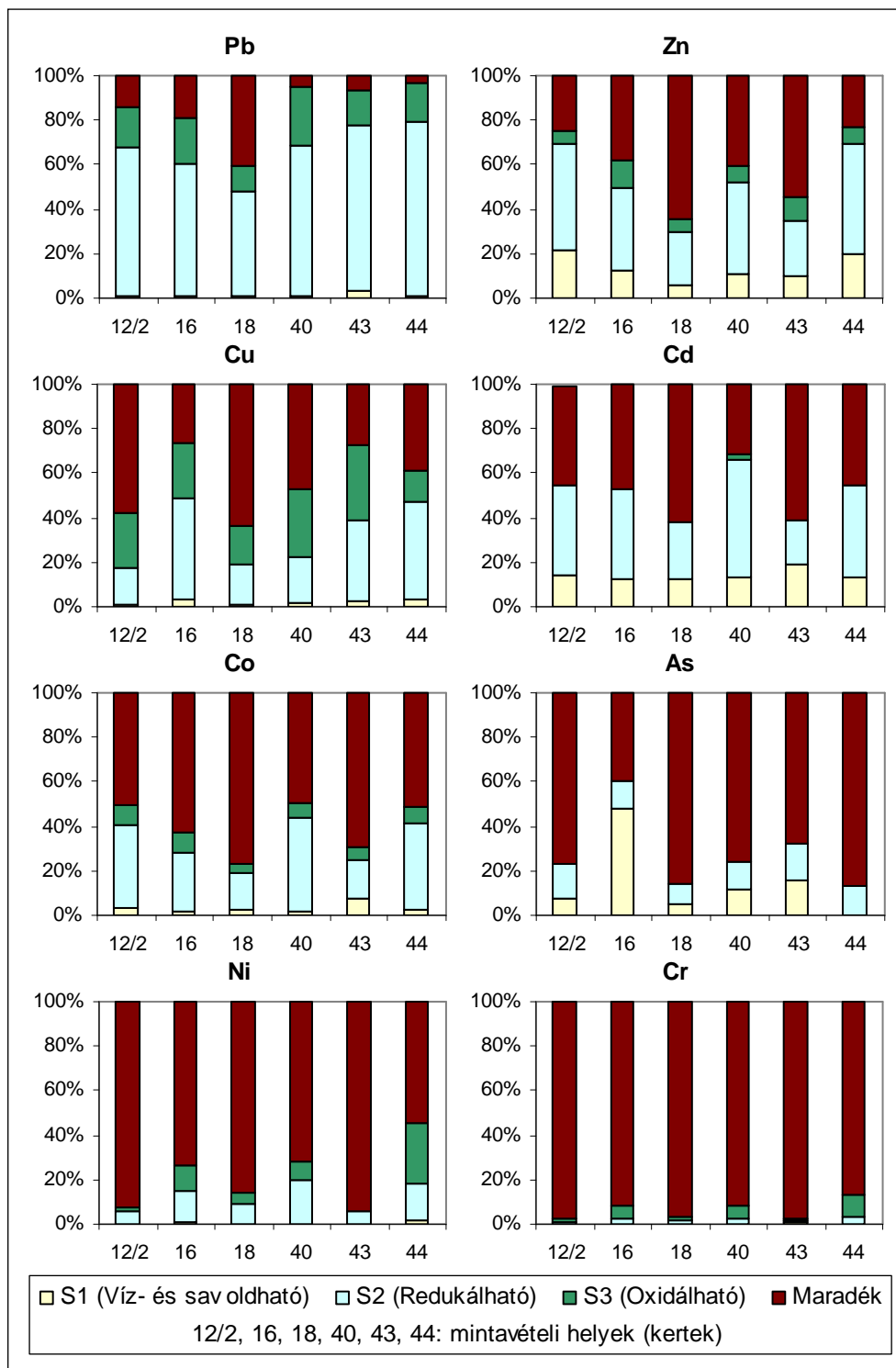
A 26. táblázatból látható, hogy e kerti talajok jelenlegi felszíni szintjei általában több humuszt tartalmaznak, mint az eredeti (eltemetett) talajok „A” szintjei, ami a kerti talajok művelésének (szerves trágyák, komposztok talajba keverése) következménye. Ugyanakkor a kerti talajok jelenlegi felszíni szintjének humuszstabilitási koeficiens értékei jelentősen alacsonyabb értéket mutatnak az eltemetett „A” szintekben mérhető humuszstabilitási koeficiensekhez képest (26. táblázat). Az EPC_G értékekben nagyságrendi változás az eltemetett eredeti talajok EPC_G értékéhez (EPC_G(átlag) = 68,9) képest viszont nem figyelhető meg, sem e három kert jelenlegi felszíni szintjét (EPC_G(átlag) = 59,3) (26. táblázat), sem pedig az összes vizsgált kert feltalaját együttesen tekintve (EPC_G(átlag) = 44,4). Ez jól mutatja azt, hogy a talajba kevert szerves trágyák, komposztok stb. hatására a talajok összes humusztartalma növekszik ugyan, de nem a jó minőségű humuszanyagok, hanem a nyers, gyengén humifikálódott humuszanyagok mennyisége nő, így ez a talajok nehézfém-pufferoló képességének növeléséhez nem igazán járul hozzá.

Összességében elmondható, hogy a vizsgált kerti talajok nehézfém-pufferoló képessége jó, mert a gyengén lúgos kémhatás önmagában is akadályozza a fémek mobilizálódását, de a szénsavas mészhajlat jelenléte, valamint a kielégítő mennyiségű szerves- és ásványi kolloidtartalom szintén elősegíti a nehézfémek megkötődését, ami így tovább növeli a kerti talajok nehézfém-pufferoló képességét.

V.5. Nehézfémek potenciális mobilitása a kerti talajokban

A nehézfémekkel terhelt talajok környezetre, vagy emberi egészségre jelentett kockázatának mértéke a fémek mobilitásának és biológiai hozzáférhetőségének a függvénye, hiszen az adott fém csak akkor tud bármilyen káros hatást kifejteni, ha közvetlen módon bejut az emberi szervezetbe, vagy ha mobilizálódva eljut a vízrendszerekbe, illetve a növényi felvétel révén bejut a táplálékláncba. Ezért a kerti talajok „összes” fémtartalmának vizsgálata mellett 6 zöldségeskert esetében (12/2., 16., 18., 40., 43., és 44. kert) a talajok könnyen mobilizálható és potenciálisan mobilizálható fémfrakcióit is meghatároztam a három lépcsős módosított BCR szekvenciális feltárást alkalmazva (lásd IV.3.4. fejezet). A szekvenciális feltárással nyert

frakciókban mért fémkoncentrációk a 21. mellékletben tekinthetők meg, míg a nehézfém-koncentrációk százalékos megoszlását az egyes frakciókban (az „összes” fémtartalom százalékában kifejezve) a 22. ábra szemlélteti.



22. ábra. A könnyen mobilizálható (S1), potenciálisan mobilizálható (S2 és S3), valamint a maradék (inert) frakciók aránya az „összes” fémtartalom százalékában a zöldségeskertek feltalajában

A feltárás első lépcsőjeként (S1) a *víz- és sav oldható*, könnyen mobilizálható fémhányadot vontam ki. Ezt a frakciót a kicserélhető és karbonátokhoz kötött fémek alkotják, melyek a legkönnyebben mobilizálhatók, így növények számára is könnyen felvehetők (Ure, 1996). E

frakció (S1) aránya az As esetében a legnagyobb (S1 = 0–45%), a vizsgált zöldségeskertekben az összes As tartalom átlagosan 15%-a a növények számára is könnyen hozzáférhető formában van jelen. Ezt követi a Cd (S1 = 12–19%) és a Zn (S1 = 6–21%), mely fémek esetében a könnyen mobilizálható frakció aránya szintén nagyon magas, a kerti talajokban az „összes” Cd tartalom átlagosan 14%-a, míg a Zn tartalom átlagosan 13%-a a növények számára is könnyen felvehető. Az Pb, Ni, Co, Cr és Cu esetében a könnyen mobilizálható frakció aránya nem jelentős, átlagosan 3% alatti (22. ábra).

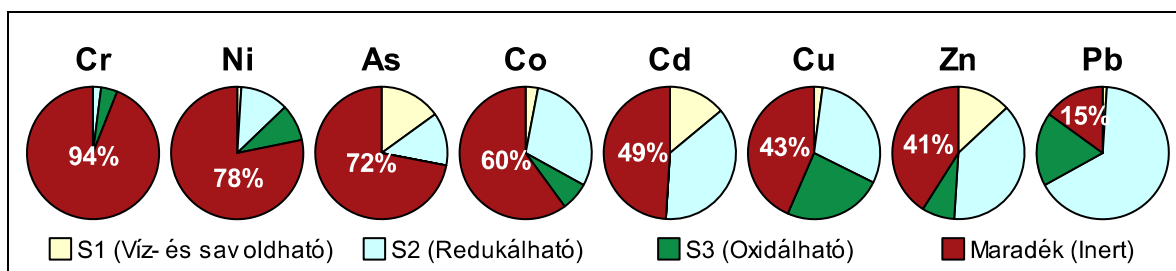
A szekvenciális feltárás második lépcsőjeként (S2) a vas- és mangán-hidroxidokhoz kötött fémformákat vittem oldatba (*redukálható* frakció), melyek anoxikus talajkörülmények között képesek mobilizálódni, például egy elöntési esemény vagy magas talajvízállás esetén. A redukálható frakció (S2) minden fém esetében jelentős hányadot képvisel, a mobilizálható és potenciálisan mobilizálható frakciók között ez a frakció a legjelentősebb. A redukálható frakció aránya az Pb esetében a legnagyobb (S2 = 47–79%), a kerti talajok Pb tartalmának átlagosan 66%-a e frakcióban fordul elő, ezt követi a Zn (S2 = 25–50%), a Cd (S2 = 20–53%) a Cu (S2 = 16–45%) és a Co (S2 = 16–42%). Tekintélyes a redukálható frakció aránya még az As (S2 = 9–16%) és Ni (S2 = 5–20%) esetében is, míg e frakció aránya a Cr esetében átlagosan csupán 2% (22. ábra).

A feltárás harmadik lépcsője (S3) az *oxidálható*, azaz a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött fémeket viszi oldatba, melyek mobilizálódása a szerves anyagok bomlása révén következhet be. A vizsgált kerti talajokban az oxidálható frakció aránya csak a Cu (S3 = 15–34%) és az Pb (S3 = 11–26%) esetében tekinthető jelentősnek, míg e frakció aránya a Ni, Co, Cr és Zn esetében átlagosan 9% alatt alakul. Az As és a Cd koncentrációk pedig a legtöbb esetben a kimutatási határt sem érték el ebben a frakcióban, így e fémek esetében az oxidálható forma majdnem teljesen hiányzik (22. ábra).

A *maradék* frakciót a nem szilikát ásványok kristályrácsában jelenlévő, így környezetvédelmi szempontból nem nagy jelentőséggel bíró, inert fémhányad alkotja. E frakció ugyanakkor információt szolgáltat a talajszennyezettség mértékéről is, hiszen minél nagyobb egy fém koncentrációjának aránya ebben a frakcióban, annál kisebb a talaj szennyezettségének valószínűsége. A maradék (inert) frakció aránya a Cr (91–98%) és a Ni (54–95%) esetében a legnagyobb, így ezek a legkevésbé mobilizálható elemek. A Cr koncentrációk átlagosan 94%-a, míg a Ni koncentrációk átlagosan 79%-a a maradék frakcióban fordul elő, ami azt jelzi, hogy e fémek a nem szilikát ásványok rácsaiban, erősen kötve fordulnak elő, az antropogén talajszennyezés e fémek esetében kizárható. Az As koncentrációk legnagyobb hányada (átlagosan 72%-a) szintén a maradék frakcióban fordul elő a legtöbb kertben. Azonban az As abban a kertben, melyben a királyvíz oldható koncentrációja a szennyezettségi határértéket meghaladta (16. kert), megnövekedett mobilitással jellemezhető. E kertben az As koncentráció csupán 40%-a van jelen a maradék frakcióban, így e kert antropogén As terhelése nyilvánvaló (22. ábra).

A vizsgált elemek potenciális mobilitási sora a kerti talajokban a 23. ábrán látható. A potenciálisan legmobilabb fémek – a három mobilizálható frakció összege alapján (S1+S2+S3) –

az Pb, Zn és a Cu, hiszen az Pb átlagosan 85%-a, a Zn átlagosan 59%-a, míg az összes réztartalom átlagosan 57%-a a könnyen- és potenciálisan mobilizálható frakciókban (főképp a redukálható frakcióban) fordul elő. Ezen eredmények összecsengenek más kutatók eredményeivel is, miszerint e fémek a városi talajokban és a városi porokban megnövekedett mobilitással jellemezhetők (Harrison et al., 1981; Wang et al., 1998; Lu et al., 2003; Kartal et al., 2006), köszönhetően antropogén eredetüknek. A szennyezett városi talajokban ugyanis e fémek összes koncentrációjának általában csak kis százaléka található a maradék frakcióban, míg a szennyezetlen (vidéki) talajokra ez egyáltalán nem jellemző (Lu et al., 2003).



23. ábra. A vizsgált elemek potenciális mobilitási sora a kerti talajokban (a potenciális mobilizálhatóság mértéke balról jobbra nő)

A Cu esetében a redukálható frakció mellett az oxidálható frakció aránya is jelentős, a kerti talajokban az összes réztartalom átlagosan 24%-a az oxidálható frakcióban, a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötötten fordul elő. Ez megegyezik több kutató eredményével (Wang et al., 1998; Morillo et al., 2004), akik szintén úgy találták, hogy a talaj összes réztartalmának jelentős hányada az oxidálható frakcióban fordul elő, feltehetően a nagy stabilitású szerves–Cu komplexeknek köszönhetően.

A kerti talajokban a vizsgált elemek közül az As, Cd és Zn jellemezhetők a legnagyobb biológiai hozzáférhetőséggel, hiszen a legkönnyebben mobilizálható, növények számára is könnyen elérhető frakció (S1) aránya ezen elemek esetében a legnagyobb.

Összességében elmondható, hogy az általam a kerti talajokban geogén eredetűnek talált fémek (Ni, Co, Cr, As) potenciális mobilitása csekély mértékű, ezen elemek „összes” mennyiségének legnagyobb hányada ugyanis a maradék (inert) frakcióban, az ásványok rácsában fordul elő, ami megerősíti e fémek geogén eredetét. Az általam antropogén eredetűnek talált fémek (Cu, Zn, Pb és Cd) viszont megnövekedett potenciális mobilitással jellemezhetők, hiszen e fémek esetében a mobilizálható és potenciálisan mobilizálható frakciók kerülnek túlsúlyba az „összes” fémtartalmon belül. Szerencsére a könnyen mobilizálható, növények számára is könnyen felvehető frakció aránya még e fémek esetében sem haladja meg az „összes” fémtartalom átlagosan 15%-át, ami e kerti talajok jó nehézfém-pufferoló képességének nagymértékben köszönhető.

V.6. A kerti talajokban termesztett zöldségek nehézfém-tartalma és a fémek mobilitása a talaj–növény rendszerben

A városi kerti talajok „összes” és mobilizálható nehézfém-tartalmának vizsgálata mellett fontosnak tartottam a kertekben termesztett zöldségek fém-tartalmának elemzését is, mivel a növények tényleges nehézfém-felvételét – sok egyéb mellett – növény specifikus tényezők is nagyban befolyásolják, így a kerti talajok fémterheltségéből eredő esetleges kockázat mértéke nem becsülhető meg a zöldségek fém-tartalmának ismerete nélkül.

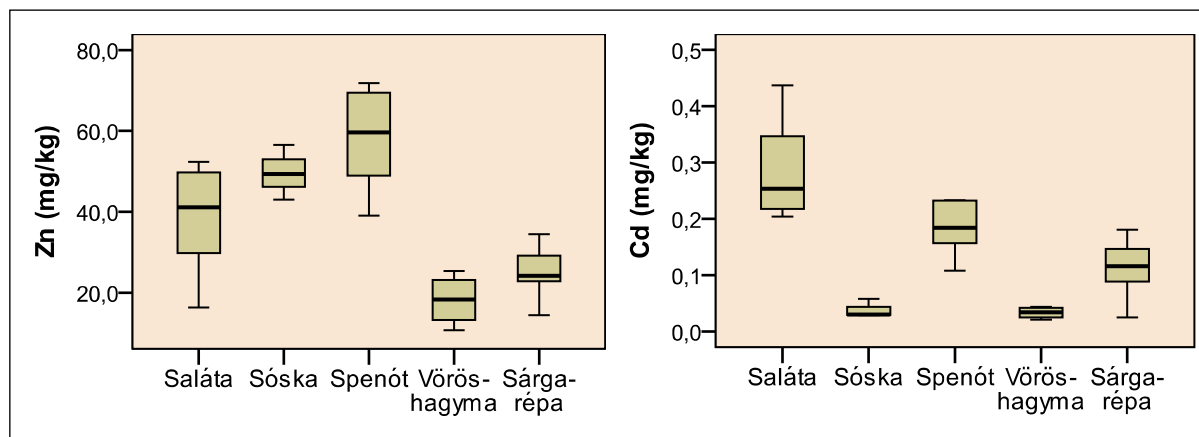
A vizsgált kertekben gyűjtött egyes zöldségminták nehézfém-tartalma a 22. mellékletben tekinthető meg, míg a zöldségfélékben (saláta, sóska, spenót, vöröshagyma, sárgarépa) mért fémkoncentrációk leíró statisztikája a 27. táblázatban látható. Az As, Pb és Co koncentrációk néhány zöldségminta esetében nem érték el a kimutatási határt (As: 0,25 mg/kg; Pb: 0,14 mg/kg; Co: 0,025 mg/kg) így ezen értékeket a kimutatási határ felével helyettesítettem azért, hogy a statisztikai számítások elvégezhetőek legyenek. Az összes zöldségfélét együttesen tekintve a legnagyobb koncentrációkat a Zn (11–43 mg/kg) esetében mértem, ezt követte a Cu (6–22 mg/kg) és a Ni (0,5–34 mg/kg), míg a többi fém esetében az átlag koncentrációk 1 mg/kg alatt alakultak (27. táblázat). Az elvégzett nem paraméteres Kruskal–Wallis próba alapján a vizsgált zöldségfélékben (saláta, sóska, spenót, vöröshagyma, sárgarépa) mért fémkoncentrációk között jelentős különbségek adódnak néhány fémre tekintve (23. melléklet). Az As, Zn, Cd és Ni koncentrációk szignifikánsan ($p < 0,05$) különböznek a zöldségfélék között, míg az Pb, Co, Cr és Cu esetében nincs szignifikáns különbség ($p > 0,05$) a különböző zöldségfélékben mért koncentrációkat tekintve.

27. táblázat. A szegedi kerti talajokban gyakran termesztett zöldségfélék nehézfém-tartalma (mg/kg szárazanyag)

Zöldségek fém-tartalma (mg/kg)		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
Saláta N = 8	Átlag	0,62	38,75	0,28	0,25	1,69	0,08	0,76	10,22
	Min.	0,40	16,32	0,20	<0,14	0,62	<0,025	0,17	8,34
	Max.	0,74	52,35	0,44	0,53	3,88	0,13	1,53	13,28
Sóska N = 3	Átlag	0,51	49,65	0,04	0,27	1,90	0,09	0,56	10,25
	Min.	0,36	43,04	0,03	<0,14	1,62	0,05	0,37	8,98
	Max.	0,68	56,56	0,06	0,39	2,23	0,12	0,66	10,91
Spenót N = 7	Átlag	0,48	91,08	0,26	0,18	0,90	0,08	0,52	13,27
	Min.	<0,25	39,09	0,11	<0,14	0,47	<0,025	0,26	8,71
	Max.	1,02	302,07	0,76	0,61	1,36	0,27	1,14	22,38
Vöröshagyma N = 4	Átlag	0,61	18,21	0,03	0,14	1,05	0,07	0,37	11,18
	Min.	0,34	10,77	0,02	<0,14	0,53	<0,025	0,20	6,58
	Max.	0,83	25,37	0,04	0,34	2,13	0,15	0,57	16,04
Sárgarépa N=13	Átlag	0,14	25,14	0,11	0,14	6,18	0,06	1,58	9,62
	Min.	<0,25	14,45	0,03	<0,14	0,71	0,03	0,37	5,58
	Max.	0,36	34,51	0,18	0,37	33,71	0,11	7,36	14,39
Összesen N = 35	Átlag	0,40	42,75	0,17	0,18	3,15	0,07	0,96	10,72
	Min.	<0,25	10,77	0,02	<0,14	0,47	<0,025	0,17	5,58
	Max.	1,02	302,07	0,76	0,61	33,71	0,27	7,36	22,38

A vizsgált zöldségek közül a spenótban mértem a legnagyobb Zn koncentrációkat (átlag = 91 mg/kg), ezt követi a sóska (átlag = 50 mg/kg) és a saláta (átlag = 39 mg/kg) Zn

tartalma, míg a legkisebb Zn koncentrációkat a hagymákban (átlag = 18 mg/kg) mértem. A saláta (átlag = 0,28 mg/kg) és a spenót (átlag = 0,26 mg/kg) tartalmazza a legtöbb kadmiumot, míg a vöröshagyma (átlag = 0,03 mg/kg), és meglepő módon a sóska (átlag = 0,04 mg/kg) Cd tartalma is jóval kisebb ezeknél (24. ábra). Az As koncentráció a vizsgált sárgarépa zömében nem érte el a kimutatási határt, így az As tartalom a zöldségek közül a sárgarépa volt a legkisebb (átlag = 0,14 mg/kg), a salátában (átlag = 0,62 mg/kg) pedig a legnagyobb (27. táblázat).



24. ábra. Zn és Cd koncentrációk (mg/kg szárazanyag) a különböző zöldségfélékben

A mért fémkoncentrációkat összehasonlítottam a levél- és gyökérzöldségek csoportjai között is a nem paraméteres Mann–Whitney U tesztet alkalmazva (23. melléklet). A levélzöldségek csoportját (N = 18) a saláta, sóska és spenót alkotta, míg a gyökérzöldségek csoportjába (N = 17) a vöröshagyma és a sárgarépa kerültek. A próba statisztika eredménye alapján a levél- és gyökérzöldségek As, Zn és Cd tartalma is szignifikánsan különbözik egymástól, míg a többi fém esetében nincs szignifikáns különbség a mért fémkoncentrációk között. A levélzöldségek As, Zn és Cd koncentrációja szignifikánsan ($p \leq 0,001$) nagyobb, mint a gyökérzöldségekben mért koncentrációk, ami azt jelenti, hogy a levélzöldségek e fémekből jelentősen nagyobb mennyiséget képesek felvenni. A Ni és a Cr átlagos koncentrációja viszont a gyökérzöldségekben a nagyobb (28. táblázat), de ez esetben a különbség nem szignifikáns.

28. táblázat. A kerti talajokban termett levél- és gyökérzöldségek fémtartalma (mg/kg szárazanyag)

Zöldségek fémtartalma (mg/kg)		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
Levélzöldség (saláta, sóska, spenót) N = 18	Átlag	0,55	60,92	0,23	0,22	1,42	0,08	0,63	11,41
	Min.	>0,25	16,32	0,03	>0,14	0,47	>0,025	0,17	8,34
	Max.	1,02	302,07	0,76	0,61	3,88	0,27	1,53	22,38
Gyökérzöldség (vöröshagyma, sárgarépa) N = 17	Átlag	0,25	23,51	0,09	0,14	4,97	0,06	1,30	9,99
	Min.	>0,25	10,77	0,02	>0,14	0,53	>0,025	0,20	5,58
	Max.	0,83	34,51	0,18	0,37	33,71	0,15	7,36	16,04

A vizsgált zöldségek esetleges szennyezettségének megítéléséhez az Európai Bizottság 1881/2006/EK Rendelete⁶ szolgálhat iránymutatóul, mely az élelmiszerekben előforduló egyes szennyezőanyagok maximális megengedhető koncentrációit tartalmazza. A rendelet az általam

⁶ 1881/2006/EK rendelet az élelmiszerekben előforduló egyes szennyező anyagok felső határértékeinek meghatározásáról (EK, 2006)

vizsgált nehézfémek közül az Pb és a Cd határértékeit közli. Az Pb megengedhető maximális koncentrációja leveles zöldségekben 0,3 mg/kg, valamint a többi zöldségfélében 0,1 mg/kg, míg a Cd határértéke a leveles zöldségekben 0,2 mg/kg és a többi zöldségfélében pedig 0,05 mg/kg (e határértékek a zöldségek nedves tömegére vonatkoznak) (EK, 2006). Az általam vizsgált zöldségek Pb és Cd koncentrációja (a minták nedvességtartalma alapján nedves tömegre átszámítva) minden mintában e határértékek alatt maradtak (22. melléklet). A Cd koncentrációk a vizsgált leveles zöldségekben 0,002 és 0,139 mg/kg, míg a többi (gyökér) zöldségben 0,002 és 0,012 mg/kg között alakultak (nedves tömegre számolva). A vizsgált leveles zöldségek nedves tömegre vonatkoztatott Pb koncentrációi kevesebb, mint 0,01 és 0,078 mg/kg között alakultak, a gyökér zöldségekben mért Pb koncentrációk pedig kevesebb, mint 0,01 és 0,029 mg/kg közöttinek adódtak. Következésképpen a kerti talajokban termesztett zöldségek egyike sem akkumulált toxikus Pb vagy Cd koncentrációkat, így e zöldségek szennyezetlennek tekinthetők, emberi fogyasztásra alkalmasak.

Általánosságban elmondható, hogy az általam vizsgált zöldségekben mért fémkoncentrációk nagyságrendje – a legtöbb fém esetében – megegyezik más kutatók által, szintén városi talajokon termelt zöldségekben mért nehézfém-koncentrációkkal (Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012), ám az általam vizsgált zöldségekben mért Pb koncentrációk általában kisebbek ezeknél. Például Finster és munkatársai (2004) egy nagyságrenddel nagyobb ólomkoncentrációt mértek Chicago egy lakóövezetének talajában termelt vöröshagymákban (21 mg/kg) és sárgarépákban (10 mg/kg). A Cu koncentrációk viszont általában nagyobbak a szegedi kerti talajokban termelt zöldségekben, mint más városi és vidéki talajokon termettekben (Peris et al., 2007; Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012). Sőt, az általam vizsgált zöldségek Cu tartalma még azoknál a zöldségeknél is magasabb volt, melyeket egy fémakkumulációs kísérlet során Alexander és munkatársai (2006) mesterségesen elszennyezett kerti talajokban neveltek.

A Cu – mikrotápelem révén – egy bizonyos koncentrációban szükséges mind a növények normális fejlődéséhez, mind pedig az azt fogyasztó állatok és az ember számára. Annak ellenére, hogy néhány növényfaj képes tolerálni a talaj megnövekedett Cu koncentrációját és a növényi szövetekben extrém mennyiségű réz felhalmozni, a természetes körülmények között fejlődött növények réztartalma ritkán lépi túl a 20 mg/kg-os koncentrációt (a szárazanyagban), így leggyakrabban ezt a koncentrációt tekintik a növényi luxusfogyasztás határértékének (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Az általam vizsgált zöldségekben mért rézkoncentrációk megközelítik, sőt egy esetben túl is lépik ezt a határértéket (27. táblázat), mindemellett az általam vizsgált zöldségek átlagos Cu koncentrációja (10,7 mg/kg szárazanyag) nagyobb a Kabata-Pendias és Pendias (2001) által közölt, különböző növényi élelmiszerek átlagos Cu tartalmánál (1,1–8,8 mg/kg szárazanyag) is. Ez világosan mutatja, hogy az általam vizsgált kerti talajok rézzel erősen terheltek, és egyúttal megerősíti azt a megállapítást, miszerint a Cu antropogén forrásból dúsul e városi kerti talajokban.

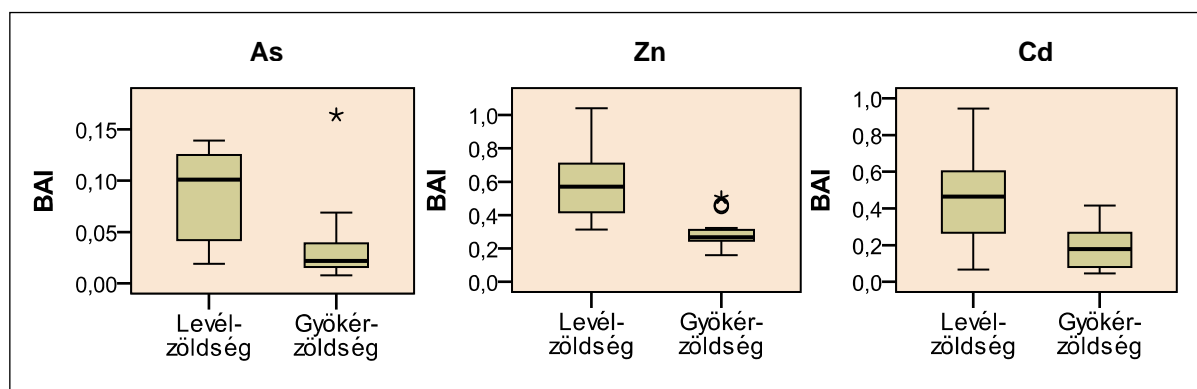
A kerti feltalajok „összes” nehézfém-tartalma és az azokon termelt zöldségek nehézfém-tartalma közötti esetleges kapcsolatot rangkorreláció elemzéssel vizsgáltam. A

Spearman-féle korrelációs együtthatók (ρ) alapján a Zn kivételével egyik fém esetében sincs korrelációs kapcsolat ($\rho < 3$) a talajok „összes” nehézfém-tartalma és az azokon termett zöldségek nehézfém-tartalma között (29. táblázat). A kertekben termett zöldségek Zn koncentrációi viszont gyenge ($\rho = 0,411$), szignifikáns ($p < 0,05$) korrelációt mutatnak azon talajok „összes” fém-tartalmával, amelyeken nőttek, annak ellenére, hogy a különböző zöldségfélék eltérő Zn tartalommal rendelkeznek. Az, hogy a talajok és az azokon termett zöldségek fémkoncentrációi között nincsen (a cinket kivéve) kapcsolat, jól mutatja azt, hogy a növények által felvett nehézfém mennyisége nem a talajok „összes” nehézfém-tartalmától, hanem a növény specifikus tényezők mellett a talaj könnyen mobilizálható fém-tartalmától és a talaj nehézfém-pufferoló képességétől függ. Éppen ezért a vizsgált fémek mobilitását a talaj–növény rendszerben a bioakkumulációs indexek segítségével vizsgáltam (Szolnoki, Farsang, 2013), mely index a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét egyszerre jellemzi (lásd IV.6. fejezet). A bioakkumulációs indexet (BAI) minden egyes zöldségminta esetében ($N = 35$) kiszámítottam, minden egyes vizsgált elemre (24. melléklet), mely BAI értékek leíró statisztikáját a 29. táblázat tartalmazza.

29. táblázat. Az egyes fémekre számolt bioakkumulációs indexek (BAI) leíró statisztikája, valamint a Spearman-féle korrelációs együtthatók a talajok és a növények fém-tartalma között (* a korreláció szignifikáns 5%-os szignifikancia szinten)

N = 35		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
BAI (–)	Átlag	0,06	0,51	0,35	0,01	0,12	0,01	0,03	0,20
	Min.	0,01	0,16	0,05	0,00	0,02	0,00	0,01	0,03
	Max.	0,16	2,78	1,57	0,04	1,31	0,03	0,26	0,46
Spearman-féle korrelációs együttható (ρ)		-0,062	0,411*	-0,057	0,108	0,076	0,015	0,224	0,184

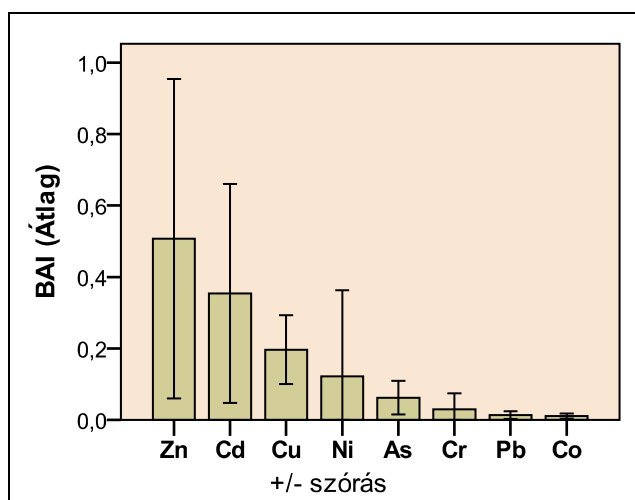
Az összes zöldséget együttesen tekintve a kalkulált BAI értékek átlaga a legtöbb fém esetében 0,5 alattinak adódott, de 1-nél nagyobb BAI értékek is előfordultak néhány fém, a Zn, Cd és Ni esetében (29. táblázat). A vizsgált zöldségek közül kizárólag egy spenót akumulált több kadmiumot és cinket ($BAI > 1$), mint a termőhelyéül szolgáló talaj „összes” Zn és Cd tartalma, valamint egy sárgarépa nikkelkoncentrációja is meghaladta a talajban mérhető „összes” nikkelkoncentráció értékét.



25. ábra. Az As, Zn és Cd bioakkumulációs index (BAI) értékei a levél- és gyökérzöldségekben

A bioakkumulációs indexek összehasonlítására elvégzett nem paraméteres Mann–Whitney U teszt is igazolta azt, hogy a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) szignifikánsan ($p \leq 0,01$) több arzént, cinket és kadmiumot akumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa) (25. ábra). A többi fém BAI értékei viszont nem különböznek szignifikáns mértékben ($p > 0,05$) a levél- és gyökérzöldségek csoportjai között (23. melléklet).

A zöldségeket együttesen tekintve a legnagyobb BAI értékeket a Zn esetében kaptam ($BAI_{Zn} = 0,16\text{--}2,78$), ezt követte a Cd ($BAI_{Cd} = 0,05\text{--}1,57$), míg a többi fém átlagos BAI értéke 0,2 alatt alakult. Számottevő BAI értékeket kaptam még a Cu esetében is ($BAI_{Cu} = 0,03\text{--}0,46$), míg az Pb és Co esetében kalkulált BAI értékek nagyon kicsinek adódtak, a maximális BAI értékek is 0,05 alatt maradtak (29. táblázat). A fémek mobilitási sora (az átlagos BAI értékek alapján) az általam vizsgált talaj–növény rendszerben tehát a következő: $Zn > Cd > Cu > Ni > As > Cr > Pb \approx Co$ (26. ábra). A legnagyobb mobilitással a Zn jellemezhető, hiszen a kerti talajokban termett zöldségek e fémet voltak képesek legnagyobb mértékben felvenni a talaj „összes” fémtartalmához képest. A második legmobilabb fém a Cd, annak ellenére, hogy ezen elem – a cinkkel ellentétben – nem szükséges a növények fejlődéséhez, azaz nem esszenciális. Ezen eredmények nagyjából összhangban vannak a szekvenciális feltárás eredményével is, miszerint az As mellett a Zn és a Cd azok az elemek, melyek talajbeli „összes” mennyiségének jelentős hányada a könnyen mobilizálható, növények számára is felvehető formába van jelen. Mindemellett más kutatók is úgy találták, hogy a Zn és a Cd a többi nehézfémhez képest nagyobb bioakkumulációs „hajlandósággal” jellemezhető, azaz mobilabb a talaj–növény rendszerben (Peris et al., 2007; Sipter et al., 2008; Szabó, Czeller, 2009).



26. ábra. A vizsgált elemekre számolt bioakkumulációs indexek (BAI) átlaga és szórása

Összességében elmondható, hogy az általam vizsgált kerti zöldségekben mérhető fémkoncentrációk nagyságrendje általában megegyezik más nagyvárosok különböző talajaiban termett zöldségekével, ám a szegedi kerti talajokban termett zöldségek ólomkoncentrációja jóval kisebb ezeknél. Ennek oka nagy valószínűséggel az lehet, hogy bár az általam vizsgált külvárosi talajokban is kimutatható az antropogén ólomterhelés, ennek mértéke jóval kisebb, mint más

nagyvárosok, vagy akár a szegedi belvárosi talajok esetében. Az általam vizsgált zöldségek megnövekedett réz koncentrációi viszont jól mutatják azt, hogy e külvárosi kerti talajok antropogén rézterhelése nagymértékű. A legmobilabb elemek – összhangban a szekvenciális feltárás eredményével – a talaj–növény rendszerben is a Zn és a Cd, ám ezek felvétele növény specifikus tényezőktől is függ. A zöldségfélék közül a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) ugyanis több arzént, cinket és kadmiumot akkumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa), ám ezek egyike sem tartalmaz határérték feletti Cd vagy Pb koncentrációkat, így a külvárosi kertekben termesztett zöldségek fogyasztása az emberi egészséget nem veszélyezteti.

VI. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori kutatásom során, Szeged példáján vizsgáltam az antropogén tevékenységek együttes hatását a városi pufferzónában elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező kerti talajok tulajdonságaira és nehézfémterheltségére. A Szeged külvárosában található mintaterület (Baktó) kertjeiben feltárt 9 talajszelvény helyszíni vizsgálatát, valamint 50 kertből származó, összesen 134 talajminta és 35 zöldségminta laboratóriumi analízisét és az eredmények értékelését követően a kutatás eredményeit, összhangban a kitűzött célokkal, a következő pontokban foglalom össze:

- 1) A Szeged pufferzónájában feltárt kerti példaszelvények, valamint a kertekből származó talajminták vizsgálati eredményei alapján kijelenthető, hogy a városi kerti talajokat érő változatos antropogén hatások következtében e kerti talajok egyes tulajdonságai (fizikai-féleség, humusztartalom és humuszminőség, szénsavas-mésztartalom) módosulást szenvednek részben a kertművelés (szerves trágyák, valamint konyhai és kerti hulladékokból származó komposztok alkalmazása, talajszintek átkeverése stb.), részben pedig más, nem a kertek műveléséhez szorosan kapcsolódó antropogén beavatkozások (kerti talajok feltöltése, idegen talajanyag bekeverése) kapcsán.
 - i) Az előbbi a kerti talajok humuszállapotának mennyiségi és minőségi változásában nyilvánul meg leginkább, hisz a kerti feltalajok összes humusztartalma megnövekszik, de egyúttal a gyengébb minőségű, nyers humuszanyagok kerülnek túlsúlyba a terület eredeti talajának humuszállapotához képest.
 - ii) Utóbbi pedig a kerti talajok fizikai-féleségének módosulásában nyilvánul meg leglátványosabban, hiszen a feltöltésekhez használt, általában durvább textúrájú talajanyag alkalmazása a feltalajok fizikai féleségét a durvább szemcsefrakciók irányába tolja, a feltöltött kertek feltalajainak Arany-féle kötöttségi számát csökkentve.
 - iii) A kerti talajok felszíni szintjének szénsavasmész-tartalmában is mennyiségi változás (a feltalajok szénsavasmész-tartalmának nem minden kertet érintő és nem egyforma mértékű növekedése) következik be, mely változást a kertek művelése és a feltöltések együttesen eredményezik.

Összességében kijelenthető, hogy a külvárosi kertek talajai módosulnak (részben) az urbanizáció és a kertművelés együttes hatására, ugyanakkor az antropogén hatások és az ezek eredményeként kialakuló talajmódosulások mértéke jóval kisebb és más jellegű, mint a belvárosi, erősen technogén talajok esetében. Így Szeged pufferzónájában a közel természetes állapotú talajok uralkodnak, melyek csak olyan mértékű módosulást szenvedtek (felszíni szintek átkeverése, megnövekedett humusztartalom), ami nem teszi indokolttá e talajok antropogén talajcsoportba sorolását. Ugyanakkor találkozhatunk talajszerű anyagokkal feltöltött, részben, vagy teljes egészében antropogén talajokkal is, ami jól tükrözi a városi kerti talajok változatosságát. A külvárosi kertekben példát találunk közel természetes

állapotú Chernozems talajokra (Vermic, Calcic Chernozems), fiatal, antropogén felszíni szinttel rendelkező Cambisol talajra (Hortic Cambisol), valamint vastag, ember által létrehozott felszínű Anthrosol talajra (Terric Anthrosol) is.

- 2) A feltalajok királyvíz-oldható („összes”) As, Zn, Cd, Pb, Ni, Co, Cr és Cu koncentrációinak vizsgálatát követően megállapítást nyert, hogy e külvárosi kerti talajok csupán 18%-a tekinthető valamilyen fémmel (főként rézzel) kifejezetten szennyezettnek, és e talajok fémterheltsége (a legtöbb vizsgált elem tekintetében) is mérsékeltebb a Szeged belterületi, Technosol talajok fémterheltségéhez képest. Ennek ellenére a rézen kívül is vannak olyan elemek, melyek kerti talajokban mérhető koncentrációjának kialakulásában az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik. Az antropogén forrásból is feldúsuló fémek körét ugyanis sikerült elkülöníteni a kizárólag geogén eredetű fémektől a feldúsulási faktorokat, egy- és többváltozós statisztikai módszereket, valamint a fémkoncentrációk vertikális és horizontális eloszlásának vizsgálatát együttesen alkalmazva:
- i) A feldúsulási faktorok, nevezetesen a *feltalajra vonatkozó feldúsulási faktor* (TEF), valamint a titán (Ti) referencia elemmel számolt *talajtani feldúsulási faktor* (EFP_{Ti}) egyaránt jól alkalmazhatók a feltalajban jelentős mértékben dúsuló fémek elkülönítéséhez, hisz a két feldúsulási faktor (EF) statisztikailag megegyező eredményt ad. Ezek alapján a kerti feltalajokban a Ni, Co, Cr és As antropogén forrásból nem dúsulnak (EF~1), koncentrációjuk kialakulásában csak a litogén háttér és a pedogén folyamatok játszanak szerepet. Ellenben a Cu (EF~4,2), Zn (EF~2,7), Pb (EF~2,5) és Cd (EF~1,5) a kertek feltalajában jelentős mértékben dúsulnak, mely feldúsulásért a talajképző folyamatok mellett részben az antropogén hozzájárulás is felelős.
 - ii) A főkomponens analízis segítségével (PCA) – mely szintén elkülönítette a geogén elemek csoportját (PC2: Ni, Co, Cr, As) – az antropogén forrásból dúsuló fémek két csoportját (PC1: Pb, Zn, Cd és PC3: Cu) is sikerült elkülönítenem, mely csoportok az antropogén fémek eltérő forrására utalnak:
 - i) A PC1 elemei (Pb, Zn és Cd) közül a Cd antropogén feldúsulása csak néhány kertet érint, főként pontforrásoknak köszönhetően, de e toxikus fém koncentrációja két kert feltalajában a „B” szennyezettségi határértéket is meghaladja. Az Pb és a Zn viszont a kertek jelentős részében antropogén forrásból dúsul, legfőbb forrásuk a gépjármű közlekedés okozta légköri ülepedés.
 - ii) Az antropogén forrásból feldúsuló elemek másik csoportját (PC3) a Cu egyedül alkotja, melynek koncentrációja számos kertben meghaladja a „B” szennyezettségi határértéket is, e mellett a feldúsulási faktorok alapján is e fém antropogén feldúsulása a legnagyobb mértékű. A Cu csaknem minden kertet érintő antropogén feldúsulását azonban nem a közlekedés és a légköri ülepedés okozza, hanem a kertek művelése során gyakran alkalmazott réz-tartalmú növényvédő szerek használata.

- 3) Az antropogén eredetű fémek (Cu, Pb, Zn, Cd) összetett forrása (közlekedés, kertművelés), valamint az egyes kertekben e fémek nem egyforma mértékű feldúsulása indokoltá tette a nehézfémterheltség szempontjából hasonló mintateretek (kertek) homogénebb csoportokba rendezését, mely csoportosításhoz a klaszterelemzés módszerét választottam. A klaszteranalízis során három kiugró mintavételi helyet is sikerült azonosítanom, melyek extrém magas vagy extrém alacsony fémkoncentrációikkal nem jellemzőek a kerti talajok összességére, így e kiugró esetek kizárását követően (a vizsgált kertek 6%-a) a maradék kerteket három jól elkülönülő csoportba soroltam nehézfémterheltségük alapján, mely csoportok térben is jól elkülönülnek egymástól:
- i) Az I. klasztert az *antropogén fémterheléstől mentes kertek* alkotják (a vizsgált kertek 18%-a), melyek feltalajában az amúgy antropogén eredetűnek talált fémek [(Pb, Zn, és Cd); (Cu)] sem dúsulnak fel. E klaszter elemeit főként díszkertek alkotják és zömében a forgalmas főúttól legtávolabb, a vizsgált terület északi, észak-nyugati részén helyezkednek el.
 - ii) A II. klasztert az *antropogén fémekkel erősen terhelt kertek* alkotják (a vizsgált kertek 51%-a), melyek feltalajában az antropogén eredetűnek talált fémek mindegyike – a zömében közlekedés eredetű Pb és Zn, valamint a növényvédőszer-eredetű Cu is – feldúsul valamilyen mértékben. E kertek a vizsgált terület jelentős részét lefedik, de ide tartoznak a közvetlenül a forgalmas főút mellett elhelyezkedő kertek is. E csoport elemei között egyaránt találunk zöldséges-, gyümölcsös- és díszkerteket is, ami jól mutatja, hogy fémterhelés a kert hasznosításától függetlenül bárhol kialakulhat.
 - iii) A III. klasztert a *rézrel erősen terhelt kertek* alkotják (a vizsgált kertek 25%-a), melyek feltalajában az antropogén eredetűnek talált fémek közül csak a Cu dúsul fel antropogén forrásból. E csoport kertjeit a terület középső részén elhelyezkedő, szinte kivétel nélkül zöldséges- és gyümölcsös kertek alkotják, mely kertek jelenlegi és múltbeli művelése eredményezte a réz antropogén feldúsulását.
- 4) A kerti talajok fémterheltségének vizsgálatát követően sor került e talajok nehézfém-pufferoló képességének értékelésére, ami kiemelkedő fontosságú azon talajok esetében, melyeken emberi fogyasztásra szánt zöldségek termesztése folyik. Megállapítást nyert, hogy az antropogén hatások következtében kis mértékben módosult városi kerti talajok nehézfém-pufferoló képessége jó, mert a kerti feltalajok gyengén lúgos kémhatással rendelkeznek, ami önmagában is akadályozza a fémek mobilizálódását. Ezen túlmenően az antropogén hatások következtében a feltalajba kerülő szénsavas mész tovább növeli a kerti talajok nehézfém-pufferoló képességét a talajok savanyodásának akadályozása révén, míg a kertek szerves- és ásványi kolloidokban szegény talajanyaggal való feltöltése e talajok nehézfém-pufferoló képességének csökkentése irányába hat. Igaz a nehézfémek megkötésében nagy szerepet játszó humuszanyagok összes mennyisége növekszik a talajba kevert szerves anyagok (szerves trágyák, komposztok stb.) hatására, de nem a jó minőségű humuszanyagok, hanem a

nyers, gyengén humifikálódott humuszanyagok mennyisége nő, így ez a kerti talajok nehézfém-pufferoló képességének növeléséhez nem járul hozzá.

- 5) Mivel a fémek „összes” mennyiségének ismerete nem ad információt az egyes elemek felvehetőségéről vagy mobilitásáról, ezért néhány kiválasztott kerti talajminta esetében az elemek mobil (növények által könnyen felvehető) és potenciálisan mobilizálható frakcióit is vizsgáltam a három lépcsős, módosított BCR szekvenciális feltárást alkalmazva. Ezen eredmények alapján kijelenthető, hogy az általam a kerti talajokban geogén eredetűnek talált elemek (Ni, Co, Cr, As) potenciális mobilitása csekély mértékű, ezen elemek „összes” mennyiségének legnagyobb hányada ugyanis a maradék (inert) frakcióban, az ásványok rácsában, erősen kötve fordul elő. Az általam antropogén eredetűnek talált fémek potenciális mobilitása viszont a $Cd < Cu < Zn < Pb$ sorrendben növekszik, és e fémek esetében a mobilizálható és potenciálisan mobilizálható frakciók kerülnek túlsúlyba az „összes” fémtartalom belül. A könnyen mobilizálható, növények számára is könnyen felvehető frakció aránya azonban még az antropogén eredetű fémek esetében sem jelentős, ami e kerti talajok jó nehézfém-pufferoló képességének nagymértékben köszönhető.
- 6) A városi kerti talajok fémterheltségéből eredő esetleges káros hatások mértéke nem ítéltető meg e talajokon termesztett zöldségek nehézfém-tartalmának ismerete nélkül, ezért a kertekben gyakran termesztett különböző zöldségfélék (saláta, spenót, sóska, sárgarépa, vöröshagyma) nehézfém-tartalmát is vizsgáltam. Ezen eredmények ismeretében elmondható, hogy a vizsgált zöldségekben mért fémkoncentrációk nagyságrendje nagyjából megegyezik más nagyvárosok, különböző talajaiban termelt zöldségekben mért koncentrációkkal, ám a Szeged pufferzónájában elhelyezkedő kerti talajokban termelt zöldségek ólomkoncentrációja jóval kisebb ezeknél. Az általam vizsgált zöldségek kis mértékben megnövekedett rézkoncentrációi viszont jól tükrözik e külvárosi kerti talajok antropogén rézterheltségét. A kerti talajok „összes” fémtartalma, valamint az azokon termelt különböző zöldségfélékben mérhető fémkoncentrációk között azonban nincsen kapcsolat, ami jól mutatja azt, hogy a növények által felvett nehézfém mennyisége nem a talajok „összes” nehézfém-tartalmától, hanem növény specifikus tényezőktől, valamint a talaj könnyen mobilizálható fémtartalmától és a talaj nehézfém-pufferoló képességétől is függ. Éppen ezért a vizsgált elemek mobilitását a talaj-növény rendszerben bioakkumulációs indexek (BAI) segítségével vizsgáltam, mely index a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét egyszerre jellemzi. A vizsgált elemek mobilitási sora a kalkulált átlagos BAI értékek alapján a következő: $Zn > Cd > Cu > Ni > As > Cr > Pb \approx Co$. A legmobilabb elemek tehát az általam vizsgált talaj-növény rendszerben a Zn és a Cd, mely fémeket a vizsgált zöldségek a legnagyobb mértékben képesek felvenni a kerti talajok „összes” fémtartalmához viszonyítva. Ám e fémek – és az arzén – növény általi felvétele növény specifikus tényezőktől is függ, ugyanis a vizsgált zöldségfélék közül a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) szignifikánsan több arzént, cinket és kadmiumot akumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa). Azonban a Szeged pufferzónájában vizsgált kerti talajokon termesztett zöldségek

egyike sem tartalmaz határérték feletti (élelmiszerekben maximálisan megengedhető) Cd vagy Pb koncentrációkat, e zöldségek emberi fogyasztásra alkalmasak, így a külvárosi kertekben termesztett gyökérzöldségek és levélzöldségek fogyasztása sem veszélyezteti az emberi egészséget.

VII. SUMMARY

During the course of my doctoral research, I studied the cumulative effects of human activities on the properties and heavy metal load of regularly cultivated garden soils in the buffer zone of the city of Szeged. Following the field study of 9 soil profiles of the study area on the outskirts of Szeged (Baktó), the laboratory analysis of 134 soils samples altogether, and 35 vegetable samples coming from 50 gardens as well as the evaluation of the results, hereby I summarise the results of my research in accordance with the goals previously set as follows:

- 1) Analysing the soil profiles and the soil samples of the gardens in the buffer zone of Szeged has revealed that due to the effects of various human activities affecting urban garden soils certain properties of these soils (mechanical composition, humus content, humus quality, carbonate content) have been modified partly by garden cultivation (such as using different organic fertilizers as well as kitchen and garden waste turned into compost, mixing different layers of soil, etc.), partly by other human activities not closely related to garden cultivation (such as infilling garden soils, mixing in foreign soil matter).
 - i) The former activities can be detected in both the quantitative and qualitative changes of the humus state of garden soils; the total humus content of garden topsoils increases while, at the same time, the amount of raw humus matter of less quality also increases as opposed to the humus conditions of the original soil of the area.
 - ii) The latter activities can be detected in the modification of the mechanical composition of garden soils first of all as using soil with more coarse texture for infilling results in the increased appearance of coarser particle size fractions in the mechanical composition of topsoils, which also causes the value of the Arany yarn number to reduce.
 - iii) The carbonate content of the topsoil of garden soils is also affected by quantitative changes (it means that the carbonate content of topsoils does not change in each and every garden, and when it does so, the increase is of different rate) which is the collective result of garden cultivation and infilling.

All in all it can be stated that the soils of suburban gardens are (partly) modified due to the cumulative effect of urbanization and garden cultivation, however, anthropogenic effects and the extent of soil modification as a result of these anthropogenic effects are much smaller and of different character than as they are in the case of downtown and heavily technogenic soils. Therefore, the prevalence of soils of almost natural status in the buffer zone of Szeged is dominant, these soils are only modified (mixing of topsoil layers, increased humus content) to an extent that does not make it necessary to have them re-classified as anthropogenic soils. At the same time, the diversity of urban garden soils is well reflected in the presence of partly or totally anthropogenic soils infilled with soil-like materials. Examples of suburban garden soils include Chernozems of almost natural status (Vermic, Calcic Chernozems),

young Cambisols with anthropogenic topsoil layer (Hortic Cambisol), and Anthrosols with thick, man-made topsoil layer (Terric Anthrosol) too.

- 2) Analysing the concentration of the aqua regia extractable (“total”) content of As, Zn, Cd, Pb, Ni, Co, Cr, and Cu of topsoils has revealed that only 18% of these suburban garden soils can be considered as metal (especially Cu) contaminated soils, and the metal load of these soils (concerning most of the studied elements) is more moderate than that of the downtown Technosols in Szeged. Despite this fact, there are such elements besides copper of which concentration detected in garden soils is induced by human activities. By employing enrichment factors, simple and multivariate statistical methods, and the vertical and horizontal distribution of metal concentrations, I could separate two groups of metals, one having exclusively geogenic sources, the other having both geogenic and anthropogenic sources:
- i) Enrichment factors, namely *Top Enrichment Factor* (TEF) and *Pedologic Enrichment Factor* calculated using Ti as reference element (EFP_{Ti}) can both be applied very well when separating metals which have considerably been accumulated in topsoils as these two enrichment factors (EF) provide statistically corresponding results. Based on these findings, Ni, Co, Cr, and As do not accumulate from anthropogenic source in garden topsoils ($EF \sim 1$), the development of their concentration is due to the lithogenic background and pedogenic processes. Whereas Cu ($EF \sim 4,2$), Zn ($EF \sim 2,7$), Pb ($EF \sim 2,5$), and Cd ($EF \sim 1,5$) accumulate considerably in garden topsoils, which is not only due to pedogenic processes, but partly to human activities as well.
 - ii) By employing principal component analysis (PCA), which also separated the group of elements of geogenic origins (PC2: Ni, Co, Cr, As), I could separate two groups of metals (PC1: Pb, Zn, Cd and PC3: Cu) accumulating from anthropogenic sources, which means that these groups of anthropogenic metals have different sources:
 - i) The human induced enrichment of Cd from the elements of PC1 (Pb, Zn, and Cd) affects only some of the gardens, mainly due to point sources, but the concentration of this toxic element exceeds even the „B” limit value in the topsoil of two gardens. However, Pb and Zn enrich from anthropogenic sources in a significant number of the gardens, their main source being atmospheric deposition caused by traffic emissions.
 - ii) The second group of elements accumulating from anthropogenic sources (PC3) is represented by Cu alone, of which concentration exceeds the „B” limit value in numerous gardens; moreover, the anthropogenic enrichment of this metal has the greatest extent on the basis of the enrichment factors. The anthropogenic accumulation of Cu being present almost in every garden is not induced by atmospheric deposition caused by traffic emissions though, rather by copper-bearing pesticides often used in garden cultivation.

- 3) The multiple sources (traffic emissions, garden cultivation) of anthropogenic metals (Cu, Pb, Zn, Cd) as well as the non-equal extent of enrichment of these metals in certain gardens rendered it necessary to classify the sampling units (the gardens) into more homogenous units on the basis of heavy metal load, and I chose the method of cluster analysis. By employing cluster analysis, I could identify three sampling plots with either extremely high or extremely low metal concentrations that are not characteristic of all the studied garden soils, and after excluding these conspicuous cases (6% of the studied gardens), the rest of the gardens could be classified into three different groups according to their heavy metal load, furthermore, the spatial distribution of these groups is also clear:
- i) The 1st cluster involves *gardens free from anthropogenic metals* (18% of the studied gardens), where even the otherwise anthropogenic metals [(Pb, Zn, and Cd); (Cu)] do not accumulate in their topsoils. The elements of this cluster are represented by flower gardens first of all, which are usually located the furthest from the busy main road on the northern and north-western parts of the study area.
 - ii) The 2nd cluster involves *gardens heavily loaded with anthropogenic metals* (51% of the studied gardens), where each of the anthropogenic metals (Pb and Zn of traffic origin, and Cu of pesticide origin) accumulates in the topsoil to a certain extent. These gardens cover a significant part of the study area, but gardens situated just beside the busy main road are also represented here. Orchards, vegetable and flower gardens alike can be found among the elements of this cluster, which indicates very well that metal load may occur anywhere independently from the type of garden use.
 - iii) The 3rd cluster involves *gardens heavily loaded with copper* (25% of the studied gardens), where only Cu originates from anthropogenic sources from all the anthropogenic metals found in the topsoil. These gardens are situated in the middle of the study area, and almost all of them are orchards and vegetable gardens, where the anthropogenic enrichment of copper is due to past and present garden cultivation.
- 4) After analysing the metal load of garden soils, I evaluated the heavy metal buffering capacity of these soils, which is extremely important in the case of soils which are used for growing vegetables for human consumption. It was ascertained that the heavy metal buffering capacity of urban garden soils slightly modified by anthropogenic activities is good, which is due to the slightly alkaline pH of garden topsoils which by itself prevents the metals from getting mobilised. In addition, the anthropogenic carbonate content of topsoils increases the heavy metal buffering capacity of urban garden soils by preventing them from acidification; whereas infilling these soils with soil matter of poor organic and mineral colloids reduces the heavy metal buffering capacity of the same soils. Although the total amount of the humus content, which has a great role in binding heavy metals, increases as a result of mixing different types of organic matter (organic fertilizers, compost, etc.) into the soils, it is not the amount of good quality humus that increases but that of the raw, poorly humified humus

fraction, therefore it does not contribute to increasing the heavy metal buffering capacity of garden soils.

- 5) As "total" metal content does not provide any information about the bioavailability or mobility of the individual elements, I also analysed the mobile (i. e. easily obtainable for plants) and the potentially mobilizable fractions of the elements in selected garden soil samples by employing the modified version of the BCR three-step sequential extraction procedure. Based on these results it can be stated that the potential mobility of the geogenic elements (Ni, Co, Cr, As) found in the garden soils is low, the highest proportion of the "total" amount of these elements can be found in the residue (inert) fraction and they are strongly bound to (the lattice system of) minerals. However, the potential mobility of anthropogenic metals increases as follows: $Cd < Cu < Zn < Pb$, and in the case of the previously mentioned elements the mobilizable and potentially mobilizable fractions are predominant in the "total" metal content. The proportion of the easily mobilizable fraction, which is also easily obtainable for plants, is not significant even in the case of anthropogenic metals, which is mainly due to the good heavy metal buffering capacity of these garden soils.
- 6) The extent of the possible harmful effects of the metal load of urban garden soils cannot be judged without knowing the heavy metal content of the plants grown in these soils; therefore I analysed the heavy metal content of different vegetables (lettuce, spinach, sorrel, carrot, onion) often cultivated in the studied gardens in addition. These results revealed that the order of magnitude of the metal concentrations measured in the analysed vegetables is much the same as the metal concentrations measured in vegetables cultivated in the various soils of other cities, but the Pb concentration of the vegetables grown in the garden soils of the buffer zone of Szeged is much lower compared to them. The slightly elevated Cu concentrations in the analysed vegetables reflect the anthropogenic Cu load of these suburban garden soils very well though. There is, however, no connection between the "total" metal content of garden soils and the metal concentrations measured in the different vegetables cultivated in these soils, which indicates well that the heavy metal content absorbed by the plants does not depend on the "total" heavy metal content of these soils, it rather depends on plant specific factors as well as the easily mobilizable metal content and the heavy metal buffering capacity of the particular soil. That is the reason for me analysing the mobility of the studied elements in the soil–plant system by using bioaccumulation indices (BAI), which describe the metal absorption capability of different plants and the extent of the mobility of the individual elements at the same time. The mobility of the studied elements based on the calculated mean BAI values is as follows: $Zn > Cd > Cu > Ni > As > Cr > Pb \approx Co$. I found that the most mobile elements in the studied soil–plant system are Zn and Cd, which means that these metals can be absorbed by the analysed vegetables to the highest degree compared to the "total" metal content of garden soils. Absorbing these metals and As, however, depends on plant specific factors too as leafy vegetables of the analysed vegetables (lettuce, sorrel, spinach) accumulate significantly more As, Zn and Cd than root vegetables (onion, carrot).

Nevertheless, none of the vegetables grown in the garden soils that were studied in the buffer zone of Szeged have so high Cd or Pb concentrations which would be above the threshold limit (maximum limit in food products), these vegetables are suitable for human consumption, so consuming root vegetables and leafy vegetables grown in suburban gardens do not pose any threat on human health.

VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt szeretnék hálás köszönetet mondani témavezetőmnek, *Dr. M. Tóthné Dr. habil. Farsang Andreának*, aki nemcsak a doktori éveim alatt, hanem már hallgató koromtól kezdve is folyamatosan támogatott és irányt mutatott nekem. Ezúton is szeretném neki megköszönni a szakmai kérdésekben adott hasznos tanácsait és a sok segítségét, valamint a felém tanúsított kedvességét és végtelen türelmét.

Szeretnék köszönetet mondani a Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék vezetőjének, *Prof. Dr. Mezősi Gábornak*, aki helyet biztosítva számomra lehetővé tette, hogy doktori kutatásomat e tanszéken végezzem el.

Itt szeretnék köszönetet mondani a Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék mindazon dolgozóinak, akik valamilyen formában segítségemre voltak az eltelt évek alatt. Külön köszönettel tartozom *Dr. Puskás Irénnek*, aki nem csak szakmai kérdésekben volt segítségemre a közös munka során. Köszönöm *Tápai Ibolyának* a laboratóriumi vizsgálatok, valamint *Fekete Istvánnak* a fémek műszeres mérése során nyújtott segítségét.

Ezúton szeretnék megemlékezni *Fábián Tamásról*, akinek köszönettel tartozom a talajszelvények kiásásában és a talajminta-vételezésben nyújtott segítségéért.

Szeretném megköszönni *Gál Norbertnek*, *Bartus Máténak* és *Gál Csabának*, hogy a fárasztó terepi munka során a segítségemre voltak.

Szeretnék köszönetet mondani *Dr. M. Tóth Tivadarnak*, a SZTE Ásványtani, Geokémiai és Kőzettani Tanszék tanszékvezető egyetemi tanárának, hogy a többváltozós statisztikai módszerek alkalmazásának lehetőségeit megismertette velem.

Köszönöm a jelenlegi és a volt doktorandusz társaimnak a közös évek során nyújtott apróbb (és néha nagyobb) segítségeiket, valamint a felhőtlen légkört, amiben dolgozhattam. Közülük is külön köszönöm *Dr. Henits Lászlónak*, hogy a digitális térképkészítés rejtelmeibe bevezetett, valamint szintén köszönöm *Szatmári Gábornak*, hogy matematikai statisztikai kérdésekkel mindig bizalommal fordulhattam hozzá.

Köszönöm *Kádár Anettnek* az angol fordításban nyújtott segítséget.

Hálás vagyok és köszönettel tartozom *szüleimnek* és családomnak, akik bízva bennem mindvégig támogattak céljaim elérésében, továbbá köszönöm a támogatást páromnak, *Fülöp Ferencnek* is, aki nemcsak fizikai erejét nyújtotta a mintavételezés és szelvényásás során, de mindvégig lelkileg is mellettem állt.

Köszönetet mondok Szeged Baktó városrész mindazon lakosainak, akik a mintavételezéshez helyet biztosítva lehetővé tették számomra e kutatás megvalósulását.

A doktori értekezés egyes fejezeteihez (V.3.; V.4.; V.5.; V.6. fejezetek) kapcsolódó kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

IX. IRODALOMJEGYZÉK

- Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York
- Al-Khashman, O.A., 2007. The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city, Jordan. *Environmental Geochemistry and Health* 29, 197–207.
- Alexander, P.D., Alloway, B.J., Dourado, A.M., 2006. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. *Environmental Pollution* 144, 739–745.
- Alloway, B.J., 1995a. The origin of heavy metals in soils. In: Alloway, B.J. (Ed.) *Heavy Metals in Soils*. 2nd Edition. Blackie Academic and Professional, London. pp. 38–57.
- Alloway, B.J., 1995b. Introduction. In: Alloway, B.J. (Ed.) *Heavy Metals in Soils*. 2nd Edition. Blackie Academic and Professional, London. pp. 3–10.
- Alloway, B.J., 1995c. Soil processes and the behaviour of heavy metals. In: Alloway, B.J. (Ed.) *Heavy Metals in Soils*. 2nd Edition. Blackie Academic and Professional, London. pp. 11–37.
- Alloway, B.J., 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination and Reclamation* 12, 179–187.
- Andó, M., 1979. Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után. *Hidrológiai Közöny* 56, 274–276.
- Anke, M.K., 2004. Essential and Toxic Effects of Macro, Trace, and Ultratrace Elements in the Nutrition of Animals. In: Merian, E. et al. (Eds.) *Elements and their Compounds in the Environment*. 2nd Edition. WILEY-WCH, Weinheim. pp. 305–342.
- Árkosi, I., Buna, B., 1990. A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növényzennyező hatásának vizsgálata. In: Bocz, K. (Szerk.) *Környezetgazdálkodási kutatások 3. A G-10 jelű OKKFT program keretében végzett kutatások*. TREND, Budapest. pp. 27–61.
- Banat, K.M., Howari, F.M., Al-Hamid, A.A., 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research* 97, 258–273.
- Bátyai, J., 1979. Szeged város újjáépítése az 1879. évi árvíz után. *Hidrológiai Közöny* 56, 270–273.
- Berkowitz, B., Dror, I., Yaron, B., 2008. *Contaminant Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin
- Beyer, L., Cordsen, E., Blume, H.P., Schleuß, U., Vogt, B., Wu, Q., 1996. Soil organic matter composition in urbic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CMAS ¹³C-NMR spectroscopy of whole soil samples. *Soil Technology* 9, 121–132.
- Beyer, L., Kahle, P., Kretschmer, H., Wu, Q., 2001. Soil organic matter composition of man-impacted urban sites in North Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 164, 359–364.
- Bidló, A., Szűcs, P., Horváth, A., Kámán, O., Németh, E., 2012a. Soil investigation in cities of West Hungary. EGU General Assembly 2012, Geophysical Research Abstracts 14, EGU2012-6560
- Bidló, A., Szűcs, P., Kámán, O., Horváth, A., Németh, A., 2012b. Soil scientific investigation in Székesfehérvár. In: Neményi, M., Heil, B. (Eds.) *The Impact of Urbanization, Industrial and Agricultural Technologies on the Natural Environment*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 1–6.
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., Shotyk, W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of the Total Environment* 249, 257–280.
- Blazovich, L., 2007. Szeged rövid története. Csongrád Megyei Levéltár, Szeged. http://www.sk-szeged.hu/statikus_html/digitalis/szrt/szrt.html, (2009. 12. 03.)
- Blume, H.P., 1989. Classification of soils in urban agglomerations. *Catena* 16, 269–275.
- Bockheim, J.G., 1974. Nature and properties of highly disturbed urban soils, Philadelphia, Pennsylvania. Paper presented before Division S-5, Soil genesis, morphology and classification, Annual meeting of the Soil Science Society of America, Chicago.
- Bourennane, H., Douay, F., Sterckeman, T., Villanneau, E., Ciesielski, H., King, D., Baize, D., 2010. Mapping of anthropogenic trace elements inputs in agricultural topsoils from Northern France using enrichment factors. *Geoderma* 157, 165–174.

- Bridges, E.M., 1991. Waste materials in urban soils. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.) *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 28–45.
- Bretzel, F., Calderisi, M., 2006. Metal contamination in urban soils of Coastal Tuscany (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 118, 319–335.
- Bullock, P., Gregory, P.J., 1991. *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford.
- Buzás, I. (Szerk.), 1993. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1., A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata, INDA 4231 Kiadó, Budapest
- Carlosena, A., Andrade, J.M., Prada, D., 1998. Searching for heavy metals grouping roadside soils as a function of motorized traffic influence. *Talanta* 47, 753–767.
- Chaney, R.L., Broadhurst, C.L., Centofanti, T., 2010. Phytoremediation of Soil Trace Elements. In: Hooda, P.S. (Ed.) *Trace Elements in Soils*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester. pp. 311–352.
- Chaney, R.L., Sterret, S.B., Mielke, H.W., 1984. The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In: Preer, J.R. et al. (Eds.), *Proceedings of the Symposium on Heavy Metal in Urban Gardens*, University of the District of Columbia Extension Service, Washington, DC, USA, pp. 37–84.
- Charlesworth, S., De Miguel, E., Ordóñez, A., 2011. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environmental Geochemistry and Health* 33, 103–123.
- Chen, T.B., Wong, J.W., Zhou, H.Y., Wong, M.H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution* 96, 61–68.
- Cicchella, D., De Vivo, B., Lima, A., 2003. Palladium and platinum concentration in soils from the Napoli metropolitan area, Italy: possible effects of catalytic exhausts. *The Science of the Total Environment* 308, 121–131.
- Covelli, S., Fontolan, G., 1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology* 30, 34–45.
- Craul, P.J., 1994. Soil compaction on heavily used sites. *Journal of Arboriculture* 20, 69–74.
- Craul, P.J., 1985. A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture* 11, 330–339.
- Craul, P.J., Klein, C.J., 1980. Characterization of streetside soils of Syracuse. *Metria* 3, 88–101.
- Culbard, E.B., Thornton, I., Watt, J., Wheatley, M., Moorcroft, S., Thompson, M., 1988. Metal contamination in British suburban dusts and soils. *Journal of Environmental Quality* 17, 226–234.
- Csathó, P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest
- Davies, D.J.A., Watt, J.M., Thornton, I., 1987. Lead levels in Birmingham soils and dust. *The Science of the Total Environment* 67, 177–185.
- De Miguel, E., Iribarren, I., Chacón, E., Ordanez, A., Charlesworth, S., 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66, 505–513.
- De Miguel, E., Mingot, J., Chacón, E., Charlesworth, S., 2012. The relationship between soil geochemistry and the bioaccessibility of trace elements in playground soil. *Environmental Geochemistry and Health* 34, 677–687.
- Dickinson, N., Morel, J-L., Shaw, R. K., Wessolek, G., 2013. IUSS SUTMA 6 International Symposium 2011. *Journal of Soils and Sediments* 13, 489–490.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourier, H., Proix, N., Waterlot, C., 2008. Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution* 188, 247–260.
- Dövényi, Z. (Szerk.), 2010. Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- Duffus, J.H., 2002. “Heavy metals” – A meaningless term? *Pure and Applied Chemistry* 74, 793–807.
- Effland, W., Pouyat, R.V., 1997. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosystem* 1, 217–228.
- EK, 2006. Európai Községek (EK) Bizottsága. 1881/2006/EK rendelet az élelmiszerekben előforduló egyes szennyező anyagok felső határértékeinek meghatározásáról. Az Európai Unió Hivatalos Lapja L364, 5–24.

- European Environmental Agency, 2005. The European Environment. State and Outlook 2005. Office for Official Publications of the European Communities, Copenhagen
- European Environmental Agency, 2006. Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. EEA Report No 10/2006. Office for Official Publications of the European Communities, Copenhagen
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution* 114, 313–324.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2006. Guidelines for soil description, Rome, ISBN: 92-5-105521-1.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. ISBN: 92-5-105511-4.
- Farsang, A., 1997. A talaj filter- puffer- és transzformátor funkciója. In: Mezősi, G., Rakonczai, J. (Szerk.) A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged. pp. 43–51.
- Farsang, A., Cser, V., Barta, K., Mezősi, G., Erdei, L., Bartha, B., Fekete, I., Pozsonyi, E., 2007. Indukált fitoextrakció alkalmazása extrémén szennyezett földszerű anyagon. *Agrokémia és Talajtan* 56, 317–332.
- Farsang, A., Puskás, I., 2007. Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfémtartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: Mezősi, G. (Szerk.) Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia. JATEPress, Szeged. pp. 99–117.
- Farsang, A., Puskás, I., Szolnoki, Zs., 2009. Human health risk assessment: A case study of heavy metal contamination of garden soils in Szeged. *AGD Landscape and Environment* 3, 11–27.
- Fejes, I., Farsang, A., Puskás, I., 2012. Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, SE Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7, 119–126.
- Fetzer, K.D., Enright E., Grenzius, R., Kubiniok, J., Schwartz, C., Morel, J-L., 1998. Garden soils in South-Western Germany (Saarland) and North-Eastern France (Lorraine). 16th World Congress of Soil Science, Montpellier (France), 20–26 August 1998, CD Rom, Symposium 28. <http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp28/801-t.pdf> (2013. 04. 30.)
- Fiedler, H.J., Rösler, H.J., 1993. Spurelemente in der Umwelt. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart
- Filep, Gy., 1988. Talajkémia. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Filep, Gy., 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. In: Stefanovits, P. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 363–381.
- Filep, Gy., Füleky, Gy., 1999. A talaj kémiai tulajdonságai. In: Stefanovits, P. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 86–130.
- Finster, M.E., Gray, K.A., Binns, H.J., 2004. Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: a field survey. *Science of the Total Environment* 320, 245–257.
- Fritsche, J., Meisel, T., 2004. Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir and Pt in soils along Austrian Motorways by isotope dilution ICP-MS. *Science of the Total Environment* 325, 145–154.
- Fügedi, U., Kuti, L., Vatai, J., Müller, T., Selmeczi I., Kerék, B., 2012. No unique background in geochemistry. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7, 89–96.
- Füleky, Gy., Filep, Gy., 1999. A talaj szerves anyagai. In: Stefanovits, P. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 71–85.
- Füleky, Gy., Rajkainé, V.K., 1999. A talaj tápelemszolgáltató képessége. In: Füleky, Gy. (Szerk.) Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 91–139.
- Füstös, L., 2009. A sokváltozós adatelemzés módszerei. Módszertani Füzetek. MTA Szociológiai Kutatóintézete, Budapest
- Geiger, J., 2007. Geomatematika. JATEPress, Szeged
- Granero, S., Domingo, J.L., 2002. Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: Human health risks. *Environment International* 28, 159–164.
- Guerra, M.B.B., Schaefer, C.E.G.R., Freitas Rosa, P., Simas, F.N.B., Pereira, T.T.C., Pereira-Filho, E.R., 2011. Heavy metals contamination in century-old manmade technosols of Hope Bay, Antarctic Peninsula. *Water Air and Soil Pollution* 222, 91–102.

- Hargitai, L., 1989. A humusz–nehézfém kapcsolat összefüggéseinek vizsgálata és környezetvédelmi jelentősége. *Agrokémia és Talajtan* 38, 155–160.
- Hargitai, L., 1993. The role of organic matter content and humus quality in the maintenance of soil fertility and in environmental protection. *Landscape and Urban Planning* 27, 161–167.
- Hargitai, L., 2008. *Talajtan és agrokémia I.* Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar & Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Harrison, R.M., Laxen, D.P.H., Willson, S.J., 1981. Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dust and roadside soils. *Environmental Science and Technology* 15, 1378–1383.
- Hindell, R., Fleige, H., 1989. Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59, 389–394.
- Hjortenkrans, D., Bergbäck, B., Häggerud, A., 2006. New metal emission patterns in road traffic environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 117, 85–98.
- Hollis, J.M., 1991. The classification of soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.) *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 5–27.
- Hooda, P.S., 2010. Introduction. In: Hooda, P.S. (Ed.) *Trace Elements in Soils*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester. pp. 3–8.
- Horváth, A., Szűcs, P., Kámán, O., Németh, E., Bidló, A., 2013a. Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen. *Talajvédelem (Különszám)*, 237–247.
- Horváth, A., Szűcs, P., Kámán, O., Németh, E., Bidló, A., 2013b. Sopron város és környéke feltalajának vizsgálata. *Tájékológiai Lapok* 11, 125–134.
- Hough, R.L., Breward, N., Young, S.D., Crout, N.M.J., Tye, A.M., Moir, A.M., Thornton, I., 2004. Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environmental Health Perspectives* 112, 215–221.
- IBM Corp., 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Released 2011. IBM Corp., Armonk
- Il'in, V.B., 2007. Heavy metals in the soil-crop system. *Eurasian Soil Science* 40, 993–999.
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution* 124, 247–256.
- Kabala, C., Chodak, T., Szerszen, L., Karczewska, A., Szopka, K., Fratzak, U., 2009. Factors influencing the concentration of heavy metals in soils of allotment gardens in the city of Wrocław, Poland. *Fresenius Environmental Bulletin* 18, 1118–1124.
- Kabata-Pendias, A., 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry* 8, 3–9.
- Kabata-Pendias, A., 2004. Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue. *Geoderma* 122, 143–149.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd ed. CRC Press, Boca Raton
- Kachenko, A.G., Singh, B., 2006. Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 169, 101–123.
- Kahle, P., 2000. Schwermetallstatus Rostocker Gartenböden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences* 163, 191–196.
- Kartal, S., Aydin, Z., Tokalioglu, S., 2006. Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal of Hazardous Material* 132, 80–89.
- Kaszala, R., Galbács, G., 1999. Forgalmasszegedi útvonalak melletti talajminták nehézfém szennyezettségének vizsgálata. In: Galbács, Z. (Szerk.) *Proceedings of the 6th Symposium on Analytical and Environmental Problems*. Szegedi Akadémiai Bizottság, Szeged. pp. 106–111.
- Kádár, I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződés kémiai elemekkel Magyarországon. *Környezet- és természetvédelmi kutatások. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest*
- Kádár, I., 1998. *Kármentesítési kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési program, Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest* p.151
- Kádár, I., 2007. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémiai és Talajtan* 56, 491–408.

- Kelly, J., Thornton, I., Simpson, P.R., 1996. Urban Geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry* 11, 363–370.
- Keveiné, B.I., Farsang, A., 2008. Terep- és laborvizsgálati módszerek a természeti földrajzban. JATEPress, Szeged
- Khan, M.J., Jones, D.L., 2009. Effect of composts, lime and diammonium phosphate on the phytoavailability of heavy metals in a copper mine tailing soil. *Pedosphere* 19, 631–641.
- Kiss, T., Szatmári, M., Jóri, Z., 2007. Szeged környezeti terhelésének vizsgálata fák évgyűrűinek nehézfém tartalma alapján. In: Mezősi, G. (Szerk.) *Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 134–142.
- Korpás, E., Pálmai, M., 1955. Szeged környékének talajföldrajzi vázlata. *Földrajzi Értesítő* 4, 77–86.
- KSH, 2003. A nagyvárosok belső tagozódása Szeged, Központi Statisztikai Hivatal Csongrád megyei Igazgatósága, Szeged
- KSH, 2012. Magyarország közigazgatási helynévkönyve 2012. január 1. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- Lee, C.S., Li, X., Shi, W., Cheung, S.C.C., Thornton, I., 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment* 356, 45–61.
- Legret, M., Pagotto, C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment* 235, 143–150.
- Lehmann, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics* 20, 129–134.
- Lehmann, A., 2010. Evaluation and importance of soil functions in cities considering infiltration and climate regulation. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changig World. 1-6 August 2010, Brisbane, Australia. Published on DVD. <http://www.iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/0563.pdf>; (2013. 01. 16)
- Lehmann, A., Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soil and Sediments* 7, 247–260.
- Leung, C-M., Jiao, J.J., 2006. Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Research* 40, 753–767.
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., Thornton, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution* 129, 113–124.
- Liebens, J., Mohrherr, C.J., Rao, K.R., 2012. Trace metal assessment in soils in a small city and its rural surroundings, Pensacola, FL, USA. *Environmental Earth Sciences* 65, 1781–1793.
- Lu, Y., Gong, Z., Zhang, G., Burghardt, W., 2003. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma* 115, 101–111.
- Luo, X., Yu, S., Li, X., 2011. Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution* 159, 1317–1326.
- Maas, S., Scheifer, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., Benyacoub, S., Giraudoux, P., 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban, and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution* 158, 2294–2301.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49, 1301–1308.
- Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M., 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment* 300, 229–243.
- Massas, I., Ehaliotis, C., Gerontidis, S., Sarris, E., 2009. Elevated heavy metal concentration in top soils of an Aegean island town (Greece): Total and available forms, origin and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment* 151, 105–116.
- McLean, J.E., Bledsoe, B.E., 1992. Behavior of Metals in Soils. Ground Water Issue. EPA/540/S-92/018. US EPA, Washington, DC
- Mezősi, G., Mucsi, L., Rakonczai, J., Géczi, R., 2007. A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése. In: Mezősi, G. (Szerk.) *Földrajzi tanulmányok Vol. 1, Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 9–17.

- MÉM FTH, 1987. Magyar népköztársaság: agrotopográfiai térkép 1:100 000, 27. térképszelvény, MÉM Földügyi és Térképészeti Hivatal
- Michéli, E., 2005. A talajosztályozás fejlődése és helyzete a 21. században. In: Stefanovits P., Michéli E. (Szerk.) A talajok jelentősége a 21. században. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. pp. 309–329.
- Mielke, H.W., Blake, B., Burroughs, S., Hassinger, N., 1984. Urban lead levels in Minneapolis: The case of the Hmong children. *Environmental Research* 34, 64–76.
- Mielke, H.W., Reagan, P.L., 1998. Soils is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspective* 106, 217–229.
- Mingorance, M.D., Rossini Oliva, S., 2006. Heavy metals content in N. Oleander leaves as urban pollution assessment. *Environmental monitoring and Assessment* 119, 57–68.
- Monaci, F., Moni, F., Lanciotti, E., Grechi, D., Bargagli, R., 2000. Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead. *Environmental Pollution* 107, 321–327.
- Moir, A.M., Thornton, I., 1989. Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health* 11, 113–119.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere* 55, 431–442.
- MSZ 21470-50:2006, 2006. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm (VI) tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület
- MSZ-08-0205:1978., 1978. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület
- MSZ-08-0206-2:1978., 1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y_1 -érték) és kicserélődési aciditás (y_2 -érték)). Magyar Szabványügyi Testület
- MSZ 21470-52:1983., 1983. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület
- Mullins, C.E., 1991. Physical properties of soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.) *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 87–117.
- Murray, H., Pinchin, T.A., Macfie, S.M., 2011. Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments* 11, 815–829.
- Nasrudi, T., 2007. A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő
- Nemati, K., Bakar, N.K.A., Abas, M.R., Sobhanzadeh, E., 2011. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia. *Journal of Hazardous Materials* 192, 402–410.
- Norra, S., Stüben, D., 2003. Urban soils. *Journal of Soils and Sediments* 3, 230–233.
- Norra, S., Weber, A., Kramar, U., Stüben, D., 2001. Mapping of trace metals in urban Soils. *Journal of Soils and Sediments* 1, 77–97.
- Nriagu, J.O., 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environmental Pollution* 50, 139–161.
- Nriagu, J.O., 1996. A history of global metal pollution. *Science* 272, 223–224.
- Paterson, E., Sanka, M., Clark, L., 1996. Urban soils as pollutant sinks - a case study from Aberdeen, Scotland. *Applied Geochemistry* 11, 129–131.
- Patterson, J.C., Murray, J.J., Short, J.R., 1980. The impact of urban soils on vegetation. *Metria*, 3: 33–56.
- Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R., Sánchez, J., 2007. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Science of the Total Environment* 378, 42–48.
- Pichtel, J., Sawyerr, H.T., Czarnowska, K., 1997. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution* 98, 169–174.
- Pickett, S.T.A., Gadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza, R., 2008. Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. In: Marzluff, J.M. et al. (Eds.) *Urban Ecology*. Springer, New York. pp. 99–122.
- Plyaskina, O.V., Ladonin, D.V., 2009. Heavy metal pollution of urban soils. *Eurasian Soil Science* 42, 816–823.

- Preer, J.R., Sekhon, H.S., Stephens, B.R., Collins, M.S., 1980. Factors affecting heavy metal content of garden vegetables. *Environmental Pollution* 1, 95–104.
- Pueyo, M., Mateu, J., Rigol, A., Vidal, M., López-Sánchez, J. F., Rauret, G., 2008. Use of the modified BCR tree-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils. *Environmental Pollution* 152, 330–341.
- Pulford, I.D., 1991. Nutrient provision and cycling in soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.) *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 119–138.
- Purves, D., 1967. Contamination of urban garden soils with copper, boron, and lead. *Plant and Soil* 26, 380–382.
- Purves, D., Mackenzie, E.J., 1969. Trace-element contamination of parklands in urban areas. *Journal of Soil Science* 20, 288–296.
- Purves, D., Mackenzie, E.J., 1970. Enhancement of trace-element content of cabbages grown in urban areas. *Plant and Soil* 33, 483–485.
- Puskás, I., 2008. *Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása*. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged
- Puskás, I., Farsang, A., 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma* 148, 267–281.
- Rao, C.R.M., Sahuquillo, A., Lopez Sanchez, J.F., 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water Air Soil Pollution* 189, 291–333.
- Rauret, G., López-Sánchez, J. F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P., 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1, 57–61.
- van Reeuwijk, L.P. (Eds.), 2002. Procedures for soil analysis. Technical paper 9. ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Wageningen
- Reimann, C., de Caritat, P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment* 337, 91–107.
- Reimann, C., Filzmoser, P., 2000. Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical and environmental data. *Environmental Geology* 39, 1001–1014.
- Robinson, B., Bolan, N., Mahimairaja, S., Clothier, B., 2008. Solubility, Mobility and Bioaccumulation of Trace Elements: Abiotic Processes in the Rhizosphere. In: Prasad, M.N.V., Sajwan, K.S., Naidu, R. (Eds.) *Trace Elements in the Environment*. Taylor and Francis Group, Boca Raton. pp. 97–110.
- Rosenkranz, D., Einsele, G., Harress, H.M., 1991. Bodenschutz VI. Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen. *Empfehlungen für die Praxis*, Berlin, pp. 1–86.
- Rossiter, D.G., 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments* 7, 96–100.
- Ruiz-Cortés, E., Reinoso, R., Díaz-Barrientos, E., Madrid, L., 2005. Concentrations of potentially toxic metals in urban soils of Seville: relationship with different land uses. *Environmental Geochemistry and Health* 27, 465–474.
- Sajtos, L., Mitev, A., 2007. *SPSS kutatási és adatalemzési kézikönyv*. Alinea kiadó, Budapest
- Salma, I., Maenhaut, W., 2006. Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European City. *Environmental Pollution* 143, 479–488.
- Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkereit, C., Weber, F., Kowarik, I., 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution* 165, 124–132.
- Schleuß, U., Wu, Q., Blume, H.P., 1998. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. *Catena* 33, 255–270.
- Simpson, T., 1996. Urban soils. In: McCall, G.J.H., De Mulder, E.F.J., Marker, B.R. (Eds.) *Urban Geoscience*. Balkema, Rotterdam. pp. 35–61.

- Sipter, E., Rózsa, E., Gruiz, K., Tátrai, E., Morvai, V., 2008. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere* 71, 1301–1307.
- Sipos, P., Kovács Kis, V., Márton, E., Németh, T., May, Z., Szalai, Z., 2012. Lead and zinc in the suspended particulate matter and settled dust in Budapest, Hungary. *European Chemical Bulletin* 1, 449–454.
- Sobocka, J., 2003. Urban soils vs anthropogenic soils, their differentiation and classification. Paper presented at SUITMA 2003, Nancy, France.
- Spittler, T.M., Feder, W.A., 1979. A study of soil contamination and plant lead uptake in Boston urban gardens. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 10, 1195–1210.
- Sposito, G., 2008. *The Chemistry of Soils*. 2nd Edition. University Press, Oxford
- Stefanovits, P., (Szerk.) 1999a. *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Stefanovits, P., 1999b. Főtípusok, típusok és altípusok. In: Stefanovits, P. (Szerk.) *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 258–320.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Poix, N., Schvartz, C., 2006. Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* 136, 912–929.
- Sterrett, S.B., Chaney, R.L., Gifford, C.H., Mielke, H.W., 1996. Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metal accumulation by lettuce grown in urban soils. *Environmental Geochemistry and Health* 18, 135–142.
- Szabó, Gy., 1996. Nehézfémek a talajban. *Földrajzi Közlemények* 120 (44), 253–266.
- Szabó, Gy., 2000. Talajok és növények nehézfém-tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen. *Studia Geographica*. Egyetemi Kiadó, Debrecen
- Szabó, Gy., Czeller, K., 2009. Examination of the heavy metal uptake of carrot (*Daucus carota*) in different soil types. *AGD Landscape and Environment* 3, 56–70.
- Szabó, L., (Szerk.) 1998. *Növénytermesztés és a környezet*. TAN-GRAFIX Művészeti Szolgáltató és Kiadó Kft., Budapest
- Szabó, P., 1991. A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. *Agrokémiai és Talajtan* 40, 297–302.
- Szalai, Z., 1998a. Nehézfémek ülepedésének meghatározása talaj- és növényminták elemzésével (Budapest, Háros-sziget). *Földrajzi Értesítő* 47, 515–522.
- Szalai, Z., 1998b. Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben. *Földrajzi Értesítő* 47, 19–30.
- Szegedi, S., 1999. Debrecen nehézfém-szennyezettsége. *Magyar Tudomány* 44 (10), 1192–1200.
- Szegedi, S., 2007. Heavy metal loads in the soil of Debrecen. *AGD Landscape and Environment* 1, 57–67.
- SZMJVÖ, 2007. *Közlekedésfejlesztési koncepció*. Szeged Megyei Jogú Város Önkormányzata, Szeged
- Szolnoki, Zs., 2009. Közlekedés eredetű nehézfém-tartalom feldúsulásának egészségügyi kockázata szegedi kiskertek talajában. Diplomamunka, SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., 2013. Evaluation of metal mobility and bioaccessibility in soils of urban vegetable gardens using sequential extraction. *Water Air and Soil Pollution* 224, 1737.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I., 2011a. Nehézfém-feldúsulás vizsgálata városi környezetben, kerti talajokon. In: Mócsy et al. (Szerk.) VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. (II. kötet.) Ábel Kiadó, Kolozsvár. pp. 653–657.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I., 2011b. Szeged külvárosi, kerti talajainak osztályozása. *Talajvédelem (Különszám)*, 93–102.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I., 2012. Nehézfémek eredetének és feldúsulásának vizsgálata egy külvárosi kertes övezet talajában. In: Galbács, Z. (Szerk.) *Proceedings of the 17th International Symposium on Analytical and Environmental Problems*. JATEPress, Szeged, pp. 38–42.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I., 2013. Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution* 177, 106–115.
- Tack, F.M.G., 2010. Trace Elements: General Soil Chemistry, Principles and Processes. In: Hooda, P.S. (Ed.) *Trace Elements in Soils*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester. pp. 9–38.

- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51, 844–851.
- Thornton, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.) *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 47–75.
- Tombácz, E., 2002. Humuszanyagok a környezeti rendszerekben. *Magyar Kémikusok Lapja* 57, 306–313.
- Unger, J., 2007. A város éghajlat-módosító hatása – a szegedi hősziget. In: Mezősi, G. (Szerk.) *Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 43–65.
- Unger, J., Sümeghy, Z., 2002. Szeged városklímája. In: Unger, J., Sümeghy, Z. (Szerk.) *Környezeti klimatológia. SZTE Természettudományi Kar, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged*
- United Nations, 2012. *World Urbanization Prospects, The 2011 Revision*. United Nations, New York
- Ure, A.M., 1996. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Science of the Total Environment* 178, 3–10.
- Várallyay, Gy., 1997. A talaj és funkciói. *Magyar Tudomány XLII. (12)*, 1414–1430.
- Wang, X.S., Sun, C., 2009. Pt and Pd concentrations and source in urban roadside soils from Xuzhou, China. *Environmental Geology* 56, 1129–1133.
- Wang, W.H., Wong, M.H., Leharne, S., Fisher, B., 1998. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London. *Environmental Chemistry and Health* 20, 185–198.
- Wessolek, G., 2008. Sealing of Soils. In: Marzluff, J.M. et al. (Eds.) *Urban Ecology*. Springer, New York. pp. 191–179.
- Westerlund, K.G., 2001. Metal emissions from Stockholm Traffic – Wear of brake linings. Reports from SLB, analys No. 3. The Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/mg/westerlund_eng.pdf (2013. 04. 30.)
- White, C.S., McDonnell, M.J., 1988. Nitrogen cycling processes and soil characteristics in an urban versus rural forest. *Biogeochemistry*, 5: 243–262.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution* 142, 1–16.
- Wuzhong, N., Haiyan, M., Jixiu, H., Xinxian, L., 2004. Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72, 165–169.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., Posmentier E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dust of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment* 355, 176–186.
- 6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- 10/2000 (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (hatályon kívül)

MELLÉKLETEK